

Christian C. Voigt *Hrsg.*

Evidenzbasiertes Wildtiermanagement





Evidenzbasiertes Wildtiermanagement

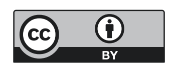
Christian C. Voigt
Hrsg.

Evidenzbasiertes Wildtiermanagement

Die Veröffentlichung wurde durch den Open-Access-Publikationsfonds für Monografien der Leibniz-Gemeinschaft gefördert



Hrsg.
Christian C. Voigt
Abteilung Evolutionäre Ökologie
Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung
Berlin, Deutschland



ISBN 978-3-662-65744-7 ISBN 978-3-662-65745-4 (eBook)
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über http://dnb.d-nb.de abrufbar.

Springer Spektrum

Planung/Lektorat: Stefanie Wolf
Springer Spektrum ist ein Imprint der eingetragenen Gesellschaft Springer-Verlag GmbH, DE und ist ein Teil von Springer Nature.
Die Anschrift der Gesellschaft ist: Heidelberger Platz 3, 14197 Berlin, Germany

Danksagung und Widmung

Ich bedanke mich sowohl bei allen Autoren für ihre Bereitschaft, zu diesem Buch beizutragen, als auch bei den anonymen Gutachtern, die das Projekt mit ihrer konstruktiven Kritik bereicherten. Ich bedanke mich beim Leibniz Monographie-Fonds sowie beim Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung für die Finanzierung dieses open-access Buchs. Ein spezieller Dank gilt meiner Arbeitsgruppe sowie meinen Kolleginnen und Kollegen am Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, die mit ihrer Motivation und Inspiration meinen Arbeitsalltag bereichern.
Dieses Buch widme ich der nachfolgenden Generation von Wildtierbiologinnen und Wildtierbiologen: Kämpft leidenschaftlich für die Belange des Naturschutzes, seid reflektiert in der Abwägung der notwendigen Maßnahmen und folgt den Evidenzen aus der Wissenschaft.

Inhaltsverzeichnis

Über den Herausgeber

Christian C. Voigt Abteilung Evolutionäre Ökologie, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin, Deutschland

Beitragsautoren

Niko Balkenhol Georg-August Universität Göttingen, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Göttingen, Deutschland

Anne Berger Abteilung Evolutionäre Ökologie, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin, Deutschland

Fabio Bontadina SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz

Francesco Dati Gesellschaft für Wildökologie & Naturschutz e. V., Marburg, Deutschland

Margreet Drijfhout School of Technology, Environments and Design, University of Tasmania, Hobart, TAS, Australien

Madleine Geiger SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz

Sandra Gloor SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz

Claudia Gruenewald Unabhängige Wissenschaftlerin, Mainz, Deutschland

Klaus Hackländer Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Wien, Österreich

Daniel Hegglin SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz

Micha Herdtfelder Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Arbeitsbereich Luchs und Wolf, Freiburg, Deutschland

Petra Kaczensky Inland Norway University of Applied Sciences, Faculty of Applied Ecology, Stor-Elvdal, Norwegen

Andreas Kiefer Biogeographie, Universität Trier, Trier, Deutschland

Claudia Kistler SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz

Gesa Kluth LUPUS Institut für Wolfsmonitoring und -forschung in Deutschland, Spreewitz, Deutschland

Felix Knauer Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Abteilung Conservation Medicine, Veterinärmedizinische Universität Wien, Wien, Österreich

Martin Koch Biogeographie, Universität Trier, Trier, Deutschland

Sophia Kochalski Cross-disciplinary Research Center in Environmental Technologies (CRETUS), Institut für Angewandte Wirtschaftswissenschaften, Universität Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Spanien

Hans-Heinrich Krüger Mustela-consult, Hankensbüttel, Deutschland

Daniel Lewanzik Abteilung Evolutionäre Ökologie, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin, Deutschland

Cosima Lindemann Biogeographie, Universität Trier, Trier, Deutschland

Berit Annika Michler Arbeitsbereich Waldökologie & Biodiversität, Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde, Deutschland

Frank-Uwe Michler Fachbereich Wald & Umwelt, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland

Ilka Reinhardt LUPUS Institut für Wolfsmonitoring und -forschung in Deutschland, Spreewitz, Deutschland

Anja Roy ÖKO-LOG Freilandforschung, Parlow, Deutschland

Eick von Ruschkowski Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Hof Möhr, Schneverdingen, Deutschland

Maria Schmalz Fischökologische und Limnologische UntersuchungsStelle Südthüringen (FLUSS), Schleusingen, Deutschland

Tanja M. Straka Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, Berlin, Deutschland

Anouk Lisa Taucher SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz

Michael Veit Biogeographie, Universität Trier, Trier, Deutschland



1 Evidenzbasiertes Wildtiermanagement

Evidence-based wildlife conservation

Christian C. Voigt

Inhaltsverzeichnis

1.1 Das Management von Mensch-Wildtier-Konflikten in anthropogenen Landschaften

Die Natur befindet sich in einem steten Wandel, an den sich Wildtiere durch Selektion im Laufe von Millionen von Jahren angepasst haben. Das daraus resultierende evolutionäre Rüstzeug befähigt Wildtiere, auf jahreszeitliche Schwankungen oder zufällige natürliche Störungen in der Regel angemessen zu reagieren. Der Mensch hat nun über die Jahrtausende seiner kulturellen Entwicklung die natürlichen Landschaften maßgeblich verändert (Foley et al. 2005). Weltweit gibt es kein Ökosystem mehr, welches sich als ursprünglich und von Menschen unberührt beschreiben ließe. In den letzten Jahrhunderten, spätestens seit der industriellen Revolution, erfolgten die Änderungen in höherer Taktrate, und die durch den Menschen verursachten Störungen waren weitreichender und tiefgreifender. Der Mensch war und ist für die funktionelle Vereinfachung nicht nur von Teillebensräumen, sondern von ganzen Landschaften (Dainese et al. 2017) verantwortlich. Gleichzeitig schuf er neue Lebensräume wie Stadtlandschaften und entfremdete sich von der Natur (Turner et al. 2004). Zudem förderte oder verhinderte er die Ausbreitung von Wildtieren in den anthropogen überprägten Lebensräumen. Manche Wildtiere erwiesen sich als anpassungsfähiger als andere. Landnutzungsänderungen führten bei einem

C. C. Voigt (✉)
Abteilung Evolutionäre Ökologie, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung,
Berlin, Deutschland
E-Mail: voigt@izw-berlin.de

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_1

Großteil der Arten zu signifikanten Bestandsrückgängen bis hin zum Verschwinden von Arten (Barnosky et al. 2011; Gámez-Virués et al. 2015). Dieser Trend ist anhaltend und Teil des sechsten Massenaussterbeereignisses, welches erdgeschichtliche Dimensionen hat (Barnosky et al. 2011) und Teil des Merkmalskomplexes eines von Forschenden neu ausgerufenen Erdzeitalters ist: dem Anthropozän (Steffen et al. 2011; Lewis und Maslin 2015). Die Faktoren, die auf Wildtiere wirken, sind im Anthropozän vielfältig. Neue Herausforderungen wie die Erderhitzung sind im Anthropozän hinzugekommen (Gray 2007). Weltweit wandelt die stetig wachsende menschliche Bevölkerung immer größere Flächen zu ihrem Nutzen um, was zu Lebensraumverlusten für Wildtiere und zwangsläufig zu stärkeren Konflikten mit Wildtieren führt.

Dieses Buch soll helfen, Mensch-Wildtier-Konflikte zu lösen bzw. diese Konflikte in Koexistenzen zwischen Mensch und Wildtier umzuwandeln. Es sei an dieser Stelle erwähnt, dass der Begriff Wildtier in diesem Buch weit gefasst ist und sowohl jagdbares Wild als auch geschützte und invasive Wildtierarten umfasst. Der Fokus liegt dabei auf relativ großen oder langlebigen Säugetieren. Dieses Buch erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit, d. h. es bestand nicht der Anspruch, Kapitel zu allen großen und langlebigen Säugetieren im deutschsprachigen Raum zu verfassen. Vielmehr ergab sich der Inhalt aus aktuellen Forschungsaktivitäten sowie aus der Bereitschaft von Autorinnen und Autoren, diese im vorliegenden Buch zu präsentieren. Jedes Buchkapitel wurde von zwei unabhängigen Expertinnen/Experten im jeweiligen Feld begutachtet, um eine hohe Qualität und sachliche Richtigkeit der Beiträge zu gewährleisten.

Das vorliegende Buch ist in zwei Abschnitte gegliedert. Im ersten Abschnitt befinden sich Zusammenfassungen zu aktuellen Themen des Wildtiermanagements, beginnend mit zwei Kapiteln zum Management von jagdbarem Wild. In den einzelnen Kapiteln wird vorzugsweise eine gendergerechte Ansprache von männlichen und weiblichen Personen praktiziert. Dabei beziehen wir uns auf Menschen jeglichen Geschlechts, auch wenn dies stilistisch und sprachlich nicht immer einfach umzusetzen ist.

Im ersten Kapitel des ersten Abschnitts gibt Niko Balkenhol eine Übersicht zum evidenzbasierten Rotwildmanagement in Deutschland. Zudem unterbreitet er konstruktive Vorschläge, wie dieses zu verbessern ist. Klaus Hackländer beschreibt Aspekte des evidenzbasierten Managements von Feldhasen. Das Team um Berit Michler behandelt Aspekte des Managements von Waschbären, einer invasiven Säugetierart in Deutschland. Darauf folgen Kapitel zum Management bedrohter bzw. geschützter Wildtierarten. Das Team um Anne Berger fasst die wesentlichen Aspekte eines wissenschaftsbasierten Igelmanagements zusammen. Dabei beinhaltet das Kapitel nicht nur eine Diskussion des Lebensraummanagements, sondern auch eine Beschreibung methodischer Ansätze zum effizienten Monitoring von Igelpopulationen. Im Kapitel des Teams um Anja Roy werden Ansätze zur Reduktion des Konflikts zwischen Fischotter und Menschen behandelt. Der Schwerpunkt liegt hierbei auf dem Konflikt zwischen Fischotter und Fischerei. Auch die beiden folgenden Kapitel behandeln Konfliktfelder zwischen Wildtieren und Menschen: Michael Veith und sein Team beschäftigen sich mit dem Windenergie-Fledermaus-

Konflikt und diskutieren sowohl Lösungsansätze als auch den Forschungsbedarf. Christian Voigt und Daniel Lewanzik behandeln den Einfluss von Lichtverschmutzung auf Fledermäuse und wie man die negativen Folgen des künstlichen Lichts auf diese obligat nachtaktive Tiergruppe abschwächen oder vermeiden kann. Im darauffolgenden Kapitel diskutieren Ilka Reinhardt und ihr Team basierend auf einer Literaturübersicht, wie sich Nutztierübergriffe von Wölfen wirksam vermeiden lassen. Die letzten zwei Kapitel des Buchs besitzen einen konzeptionellen Schwerpunkt. Sie sollen die Diskussion in kontrovers diskutierten Themenfeldern bereichern oder dem Wildtiermanagement neue Lösungsansätze hinzufügen. Im ersten dieser zwei Kapitel behandeln Claudia Kistler und ihr Team, wie sich das Fuchsmanagement mit wissenschaftlichen Evidenzen verbessern ließe. Im abschließenden Kapitel behandelt das Team um Tanja Straka, wie eine Berücksichtigung der menschlichen Dimension und Perspektive zur Lösung von Mensch-Wildtier Konflikten beitragen kann.

Dieses Buch soll eine Brücke zwischen der universitären und außeruniversitären Wildtierforschung und dem praktischen Naturschutz schlagen. Dadurch soll es einen wirksamen Beitrag zur Lösung von Mensch-Wildtier-Konflikten leisten und gleichzeitig weiteren Forschungsbedarf aufdecken. Nur durch wissenschaftlich fundierte Artenschutzmaßnahmen können wir wirksam Mensch-Wildtier-Konflikte reduzieren und unser Naturerbe für die nachfolgenden Generationen bewahren.

Literatur

Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, Quental TB, Marshall C, McGuire JL, Lindseay EL, Maguire KC, Mersey B, Ferrer EA (2011) Has the Earth’s sixth mass extinction already arrived. Nature 471:51–57

Dainese M, Isaac NJ, Powney GD, Bommarco R, Öckinger E, Kuussaari M et al (2017) Landscape simplification weakens the association between terrestrial producer and consumer diversity in Europe. Glob Chang Biol 23(8):3040–3051

Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR et al (2005) Global consequences of land use. Science 309(5734):570–574

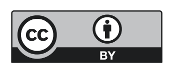
Gámez-Virués S, Perović DJ, Gossner MM, Börschig C, Blüthgen N, De Jong H et al (2015) Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. Nat Commun 6(1):1–8

Gray V (2007) Climate change 2007: the physical science basis summary for policymakers. Energy Environ 18:433–440

Lewis SL, Maslin MA (2015) Defining the Anthropocene. Nature 519:171–180

Steffen W, Grinevald J, Crutzen P, McNeill J (2011) The anthropocene: conceptual and historical perspectives. Philos Trans R Soc A 369:842–867

Turner WR, Nakamura T, Dinetti M (2004) Global urbanization and the separation of humans from nature. Bioscience 54(6):585–590


BY

Check for updates

2 Evidenzbasiertes Rotwildmanagement in Deutschland: Eine Übersicht und Vorschläge für die Zukunft

Evidence-based red deer management in Germany: An overview and suggestions for the future

Niko Balkenhol

„Ich danke Dr. Andreas Kinser und Prof. Dr. Walter Arnold für wertvolle Anmerkungen zu diesem Kapitel“.

Inhaltsverzeichnis

2.1 Einleitung

Unsere Wahrnehmung von Wildtieren und unser Umgang mit ihnen wird stark von persönlichen Emotionen, Werten und Erfahrungen beeinflusst (vgl. Kap. 11, Castillo-Huitron et al. 2020). Gerade bei Tierarten mit großem Konfliktpotenzial ist es daher wichtig, ihr Management evidenzbasiert zu gestalten, also basierend auf wissenschaftlich gewonnenen Erkenntnissen (Kap. 1). Zu solch konfliktträchtigen und mit starken Emotionen verknüpften Tierarten zählen auch unsere heimischen Rothirsche (*Cervus elaphus*), die in der Jägersprache als Rotwild bezeichnet werden. Rothirsche sind, abgesehen von nur sehr lokal wieder vorkommenden Wisenten (*Bos bonasus*) und Elchen (*Alces alces*), die größten wildlebenden Pflanzen-

N. Balkenhol (✉)
Georg-August Universität Göttingen, Wildtierwissenschaften, Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie, Göttingen, Deutschland
E-Mail: nbalken@gwdg.de

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_2

fresser in Deutschland. Rothirsche faszinieren mit ihrem imposanten Geweih und dem beeindruckenden, teils lautstarken Paarungsverhalten während der Brunft. Im Arten- und Naturschutz wird Rotwild oft als Leitart herangezogen, z. B. wenn es um die Identifizierung großer unzerschnittener Lebensräume oder die Ausweisung von Wanderkorridoren für Wildtiere geht (Herrmann et al. 2007). Zahlreiche wissenschaftliche Studien beschäftigen sich u. a. mit dem komplexen Sozialverhalten von Rothirschen (z. B. Clutton-Brock et al. 1982), und die Jagdliteratur enthält mindestens ebenso viele Texte zur Hege und Bejagung der Art (z. B. Deutz et al. 2015; Zeiler 2014). Gleichzeitig können Rothirsche aber auch eine Herausforderung für die Forstwirtschaft darstellen, da durch sie verursachte Schäden immense finanzielle Einbußen bedeuten und waldbauliche Ziele gefährden können (Bobrowski et al. 2020). Bedenkt man diese unterschiedlichen Blickwinkel auf den Rothirsch, so ist es wenig verwunderlich, dass die deutsche Gesellschaft eine vielschichtige Beziehung zum Rothirsch entwickelt hat und dass die Art im Laufe der Jahrzehnte eine wechselhafte Geschichte durchlebt hat (Stöcker 2014).

Ein besonders hartnäckiger, fast schon traditioneller Konflikt besteht seit Jahrzehnten zwischen Waldbesitzenden bzw. -bewirtschaftenden auf der einen und Jagdausübenden auf der anderen Seite (Ammer et al. 2010). Innerhalb dieses sogenannten „Wald-Wild-Konfliktes" zahlen Jagdausübende teils viel Geld, um Rotwild bejagen zu können, sie sind daher eher an hohen Rotwilddichten oder zumindest ausreichenden Erlegungsmöglichkeiten interessiert, und manche von ihnen möchten vor allem Hirsche mit großen Geweihen (Trophäen) erlegen. Die Forstseite hat hingegen mit dem hohen Schadpotenzial von Rotwild zu kämpfen, das sich durch das Fressen von jungen Baumpflanzen (Verbiss) ergibt, durch das Abnagen der Baumrinde bei größeren bzw. älteren Bäumen (Schäle) oder durch das Abreiben der Basthaut vom neugebildeten Geweih an Bäumen und Sträuchern (Fege). Um solche Schäden zu reduzieren, werden oftmals geringere Rotwilddichten gefordert, die z. B. über verlängerte Jagdzeiten und höhere Abschusszahlen erreicht werden sollen. Vor diesem Hintergrund kommt der Jagd im Rotwildmanagement eine besondere Bedeutung zu.

In diesem Kapitel fasse ich zusammen, wie ein evidenzbasiertes Rotwildmanagement gestaltet sein sollte und welche Evidenzen es für verschiedene Aspekte des Rotwildmanagements gibt. Hierbei fokussiere ich mich vor allem auf Themen, die meinen eigenen Forschungsschwerpunkten entsprechen bzw. die mir für das praktische Management besonders relevant erscheinen. Ich skizziere dafür zunächst die grundsätzliche Ausrichtung eines evidenzbasierten Rotwildmanagements und beleuchte dann unseren aktuellen Wissensstand sowie typische Ansätze im praktischen Rotwildmanagement. Am Ende gebe ich grundsätzliche Empfehlungen für ein evidenzbasiertes Rotwildmanagement und identifiziere bestehende Wissenslücken, aus denen sich weiterer Forschungs- und Entwicklungsbedarf ergibt.

2.2 Grundsätzliche Ausrichtung eines evidenzbasierten Rotwildmanagements

Der Begriff Wildtiermanagement „… umfasst alle Tätigkeitsbereiche und Maßnahmen, die das Vorkommen, das Verhalten und die Populationsentwicklung von Wildtieren so steuern, dass die verschiedenen Interessen, Ansprüche und Rechte der Menschen erfüllt und die Bedürfnisse der Wildtiere berücksichtigt werden“ (Suchant 2015). Aus dieser Definition lassen sich indirekt mindestens drei Fakten ableiten, die für das Rotwildmanagement besonders relevant erscheinen. Erstens müssen beim Management auch menschliche Belange berücksichtigt werden, sodass es nicht ausreicht, lediglich Evidenzen zu nutzen, die sich allein auf die Rothirsche beziehen. Zweitens sollte es nicht allein darum gehen, Rotwildpopulationen numerisch zu steuern, also ihre Dichten auf ein bestimmtes Niveau zu bringen oder zu halten – auch die Verteilung und das Verhalten der Hirsche sind wichtige Aspekte im Management. Drittens sind die Begriffe Rotwildmanagement und Rotwildbejagung nicht synonym, da die Jagd lediglich eine der im Management angewandten Tätigkeiten darstellt.

Dementsprechend sind bestimmte Vorgaben für die Bejagung von Rotwild oder Rotwilddichten niemals die eigentlichen Ziele eines Managements, sondern sollen lediglich zum Erreichen dieser Ziele beitragen (s. Abb. 2.1, linke Hälfte).

Tatsächlich gehen wir bei der Planung des Managements oft von direkten und indirekten Zusammenhängen aus, die aber aus wissenschaftlicher Sicht vielleicht gar nicht immer und überall zutreffen. So muss eine verstärkte Bejagung nicht zwangsläufig zu einer verringerten Wilddichte führen, und eine verringerte Dichte muss sich nicht unbedingt in reduzierten Schäden widerspiegeln. Die Zusammen-

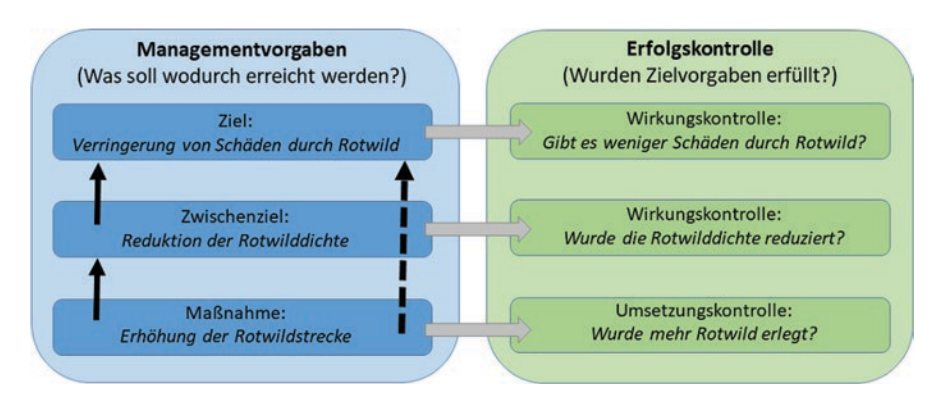


Abb. 2.1 Beispielhafte Darstellung von unterschiedlichen Managementvorgaben (links) und den verschiedenen Ebenen einer Erfolgskontrolle (rechts) im evidenzbasierten Rotwildmanagement. Oft gehen wir beim Management von Zusammenhängen aus, die direkt (durchgängige schwarze Pfeile) und indirekt (gestrichelter Pfeil) sein können

Fig. 2.1 Exemplary display of different management guidelines (left) and the different levels of a control of success (right) for evidence-based red deer management. In wildlife management, we often assume relationships that can be direct (solid black line) or indirect (dotted black line)

hänge sind stattdessen sehr komplex, daher ist es auch nicht verwunderlich, wenn trotz erhöhter Rotwildstrecke keine Verbesserung der Schadsituation eintritt. Erst durch eine auf das Management abgestimmte Erfolgskontrolle kann somit die Wirksamkeit von Maßnahmen evaluiert werden.

2.2.1 Erfolgskontrolle und adaptives Rotwildmanagement

Eine solche Erfolgskontrolle ist auch wichtiger Bestandteil eines adaptiven Rotwildmanagements, das dynamisch an sich verändernde Ausgangsbedingungen angepasst werden kann. Innerhalb eines adaptiven Managements versuchen wir über die systematische Nutzung neu hinzukommender Informationen jene Managementmaßnahmen zu identifizieren, die besonders gut geeignet sind, um die vorab definierten Ziele des Managements zu erreichen. Die Erfolgskontrolle innerhalb eines adaptiven Managements sollte aus zwei Elementen bestehen: *a)* einer Umsetzungskontrolle, bei der überprüft wird, ob Managementmaßnahmen, z. B. jagdliche Vorgaben, wie vereinbart umgesetzt wurden, und *b)* einer Wirkungskontrolle, bei der überprüft wird, ob die Maßnahmen den gewünschten Effekt hatten (Abb. 2.1 rechte Seite). Grundlage für eine Erfolgskontrolle innerhalb eines adaptiven, evidenzbasierten Rotwildmanagements ist somit ein langfristig angelegtes Monitoring.

2.2.2 Monitoring im Rotwildmanagement

Ein evidenzbasiertes und adaptives Management orientiert sich entlang von mindestens drei Komponenten, die innerhalb eines langfristigen Monitorings erfasst werden sollten, nämlich der Populationsentwicklung, dem Wildzustand und dem Einfluss des Wildes auf die von ihm bewohnten Ökosysteme (Fiderer et al. 2021; Morellet et al. 2007).

Auch die verschiedenen Jagd- und Wildtiermanagementgesetze in Deutschland fordern letztlich in unterschiedlichem Wortlaut, dass die Bewirtschaftung von Wildtieren nachhaltig erfolgen soll, dass hierdurch gesunde Wildbestände geschaffen bzw. erhalten werden sollen und dass insbesondere Land- und Forstwirtschaft nicht durch Wildbestände beeinträchtigt werden dürfen. Wer diese Ziele in Bezug auf Rotwild erreichen möchte, muss beim Management also einerseits die Entwicklung von Rotwildpopulationen, andererseits aber auch die körperliche Verfassung der Tiere und die Einwirkung des Rotwildes – insbesondere auf Verjüngungsflächen im Wald – anhand von geeigneten Indikatoren erfassen und berücksichtigen.

Eine Beschreibung der verschiedenen Methoden zur Erfassung dieser drei Komponenten bzw. der jeweiligen Indikatoren würde den Umfang dieses Kapitels bei Weitem sprengen, dennoch möchte ich in den folgenden Abschnitten einige grundsätzliche Anmerkungen dazu machen, soweit sie für das Rotwildmanagement relevant sind.

2.2.2.1 Erfassung der Populationsentwicklung beim Rotwild

Die Größe von Wildtierpopulationen zu erfassen, ist notorisch schwierig, und es wurde eine fast unüberschaubare Vielzahl von Methoden zu diesem Zweck entwickelt. Eine perfekte Methode zur Erfassung von Wildbeständen gibt es bis heute nicht, auch wenn Fortschritte in Technik und Statistik in den letzten Jahren erhebliche Verbesserungen auf diesem Gebiet ermöglicht haben. So kann auch die Größe von Rotwildbeständen heute mit modernsten Verfahren, basierend auf Nachtsichtgeräten, Fernerkundung oder Genetik abgeschätzt werden (vgl. Corlatti et al. 2016; Ebert et al. 2021; Franke et al. 2012; Gräber et al. 2020). Wissenschaftlich gesehen sind solche Verfahren natürlich optimal für ein evidenzbasiertes Management geeignet, doch ist es finanziell, logistisch und auch rechtlich eine immense Herausforderung, sie flächendeckend und fortwährend anzuwenden.

Anstatt die absolute Anzahl an Individuen (Abundanz) abzuschätzen, wird im praktischen Management daher oftmals lediglich mit Indizes gearbeitet, die Veränderungen der Abundanz anzeigen sollen, also ob ein Bestand wächst, schrumpft oder stabil bleibt (Hofer 2016; Witmer 2005). Neben der Veränderung der Populationsgröße ist gerade für das Rotwildmanagement außerdem die Struktur einer Population von großem Interesse, also das Geschlechterverhältnis und die Altersverteilung (siehe Abschn. 2.3.3).

Beim Rotwild in Deutschland wird dafür vor allem die Jagdstrecke genutzt, und teils werden Rückrechnungsmethoden basierend auf der Jagdstrecke angewandt, um Abundanzen und Populationsstrukturen abzuleiten und die Abschussplanung durchzuführen (Hagen et al. 2018; Lang et al. 2016; Müller 2017). Die einfache Rückrechnung, auch als retrospektive Kohortenanalyse bezeichnet (Lang et al. 2016), kann dabei lediglich einen Mindestbestand errechnen, in dem alle erlegten Rothirsche anhand ihres Alters in ihr jeweiliges Geburtsjahr „zurückgelegt“ werden, sodass der Bestand rekonstruiert werden kann.

Streng genommen bildet die Jagdstrecke nur dann die genaue Entwicklung der tatsächlichen Population ab, wenn der prozentuale Anteil erlegter Tiere an der Gesamtpopulation stets gleich bleibt und keine selektive Auswahl der erlegten Individuen stattgefunden hat. Da es aber meist behördlich festgelegte Abschussvorgaben gibt (siehe Abschn. 2.3.3), manche Jagdausübende eine selektive Auswahl bestimmter Trophäenträger verfolgen und auch die Bejagbarkeit unterschiedlicher Geschlechter und Altersklassen variiert, stellt die Jagdstrecke keine echte Zufallsprobe aus dem Gesamtbestand dar (Martínez et al. 2005). Dennoch zeigen Studien immer wieder, dass die Jagdstrecke über lange Zeiträume und große Gebiete die tendenzielle Dynamik von Populationen gut reflektiert (Donini et al. 2021; Gärtner 2017; Hagen et al. 2018). Somit eignen sich Jagdstreckenanalysen vor allem zur Validierung zurückliegender Bestandeseinschätzungen, anhand derer das Management – insbesondere die Jagdplanung – rückschauend überprüft werden können (Bauling et al. 2013a, b).

2.2.2.2 Erfassung des Rotwildeinflusses auf (Wald-)Ökosysteme

Rothirsche erfüllen viele wichtige Funktionen in den von ihnen bewohnten Ökosystemen und ihr Verhalten kann sich positiv auf die biologische Vielfalt auswirken

(Herbst et al. 2016; Riesch et al. 2019, 2020). Von besonders hohem Interesse sind im Management meist die Auswirkungen auf forstlich relevante Pflanzenarten auf Waldverjüngungsflächen, doch auch wirtschaftlich weniger bedeutende Zeigerarten (wie z. B. Heidel- oder Brombeere) werden herangezogen, um den ökologischen Einfluss von Rotwild und anderen Pflanzenfressern im Wald und anderen Ökosystemen zu erfassen. Hierfür wurden über die Jahre etliche Verfahren mit unterschiedlichen Vor- und Nachteilen entwickelt (z. B. Morellet et al. 2001; Trisl und Akça 1998). Im Sinne eines evidenzbasierten Managements sollten geeignete Verfahren den Rotwildeinfluss so erfassen, dass Rückschlüsse auf *a)* die Entwicklung des Rotwildbestandes und/oder *b)* den durch das Rotwild entstandenen Schaden getroffen werden können, damit sich das Management an diesen beiden Aspekten orientieren kann. Somit kommen in erster Linie Verfahren in Frage, die entweder die (relative) Verbissbelastung oder Schäl- bzw. Fegeschäden durch eine statistisch abgesicherte Herangehensweise erfassen (Bödeker et al. 2021; Frerker et al. 2013), oder die eine objektive und nachvollziehbare monetäre Bewertung von Schäden beinhalten (z. B. Suchant et al. 2012). Beide Ansätze ergänzen sich gut, denn eine Erfassung insbesondere der relativen Verbissbelastung verschiedener Pflanzen gibt Aufschluss darüber, wie sich der Wildeinfluss auf die Vegetation entwickelt, und sollte zumindest im groben Zusammenhang mit der Populationsdichte und -verteilung stehen. Die monetäre Bewertung von Schäden kann hingegen aufzeigen, ob der Wildeinfluss ökonomisch tragbar ist. Denn ein Schaden besteht eigentlich nur, wenn forstwirtschaftliche Zielsetzungen aufgrund des Wildeinflusses nicht erreicht werden. Forstliche Gutachten zur Einschätzung des Wildeinflusses sind aus wissenschaftlicher Sicht kritisch zu sehen, da sie immer eine subjektive Wahrnehmung beinhalten und somit nicht transparent und reproduzierbar sind. Ebenso wenig eignen sich Kontrollzaunverfahren, bei denen über den räumlichen Ausschluss von Wildtieren Weiserflächen entstehen, in denen die Waldentwicklung ohne den Einfluss der Pflanzenfresser beobachtet werden kann. Solche Verfahren eignen sich, um das Verjüngungspotenzial eines Waldbestandes zu demonstrieren, sie können jedoch keine Veränderungen im Wildbestand oder der Schadenssituation außerhalb des Zaunes aufzeigen.

2.2.2.3 Erfassung des Rotwildzustandes

Die (aufgebrochenen) Körpergewichte erlegter Rothirsche werden in der Regel protokolliert, die erlegten Tiere werden augenscheinlich auf Krankheiten und Parasiten untersucht, und auch das Vermessen der Hinterlauflängen ist mit speziellen Messschienen einfach umsetzbar (Garel et al. 2010). Zusammen geben diese Daten Aufschluss über die Verfassung der Individuen in Bezug auf ihren Ernährungs- und Gesundheitszustand zum Zeitpunkt der Erlegung (Kondition) sowie den körperlichen Zustand, den die Individuen aufgrund ihrer Gene und den Lebensbedingungen insbesondere während ihrer frühen Wachstumsphase entwickeln konnten (Konstitution). Hierdurch ist es langfristig möglich, Rückschlüsse zu den Lebensraumbedingungen der Individuen zu ziehen, insbesondere was die Populationsdichte in Bezug auf die Lebensraumkapazität angeht. Liegt die Dichte über der Lebensraumkapazität, so sollten die Tiere geringe Wildbretgewichte aufweisen und langfristig

insgesamt körperlich schwächer entwickelt sein, als wenn die Populationsdichte unter der Kapazität liegt. Bei zu hohen Dichten sollte auch der Wildeinfluss auf den Lebensraum (z. B. Verbiss, s. o.) entsprechend hoch sein. Kondition ist direkt von äußeren Einflüssen abhängig und daher im Jahresablauf und über verschiedene Jahre Schwankungen unterworfen. Dies muss bei der Datenanalyse natürlich berücksichtigt werden, damit man z. B. nicht durchschnittliche Kälbergewichte aus zwei Jahren vergleicht, in denen in einem Jahr viele Kälber bereits im August und im anderen Jahr erst im Spätherbst erlegt wurden (Radler und Reulecke 1979; Vetter und Arnold 2018). Ebenso müssen langfristige Trends, z. B. in Bezug auf eine durch Klimawandel und Landnutzungsänderungen gestiegene Nahrungsverfügbarkeit und -qualität berücksichtigt werden, da auch diese sich auf Körpergewichte auswirken können.

Durch die gleichzeitige Betrachtung von Populationsentwicklung, Verbiss und körperlicher Verfassung der Tiere können aufschlussreiche Zeitreihen entstehen (s. Abb. 2.2).

Im linken Szenario der Abbildung wächst der Rotwildbestand zwar deutlich, dennoch steigen weder Verbissschäden, noch sinken die Körpergewichte. Die Population ist also trotz des Wachstums noch unter der Lebensraumkapazität. Im mittleren Szenario wurde aufgrund von hohen Schäden der Abschuss von Rotwild erhöht und die Population dadurch zwar tatsächlich reduziert, der Verbiss bleibt jedoch auf einem ähnlichen Niveau wie im Ausgangsjahr. Das eigentliche Managementziel wurde also nicht erreicht. Im rechten Szenario steigen mit dem Bestand auch die Schäden, während die Wildbretgewichte sinken. Hier erscheint die Populationsdichte also zu hoch.

Letztlich wird es uns nur die Erfolgskontrolle innerhalb eines adaptiven Rotwildmanagements ermöglichen, Wirksamkeit und Wirtschaftlichkeit verschiedener Managementmaßnahmen unter unterschiedlichen Bedingungen zu evaluieren. Kon-

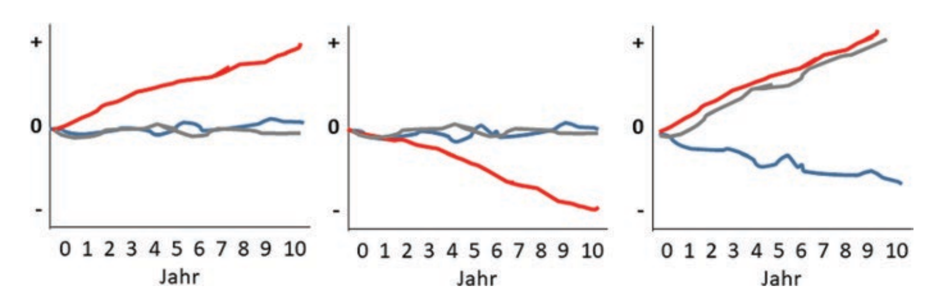


Abb. 2.2 Hypothetische Beispiele für Ergebnisse eines indikatorbasierten Monitorings innerhalb eines evidenzbasierten Rotwildmanagements. Dargestellt ist die Entwicklung der geschätzten Rotwildpopulation (rote Linie), der Körpergewichte erlegter Individuen (blaue Linie) und der Verbissschäden (graue Linie) ausgehend von der Ausgangssituation im ersten Jahr des Monitorings (Jahr 0). Weitere Erläuterungen im Text (Morellet et al. 2007)

Fig. 2.2 Hypothetical example of results of an indicator-based monitoring within an evidence-based red deer management. The lines present the development of the red deer population size (red), the body weights of harvested individuals (blue), and the browsing impact (grey) in comparison to the start of the monitoring (year 0). Further explanations in the main text

sequent und systematisch durchgeführt kann ein Monitoring der drei Komponenten Populationsentwicklung, Wildzustand und Wildeinfluss somit auch dazu beitragen, eben jene Evidenzen zu schaffen, auf denen das Management aufgebaut werden sollte.

2.3 Übersicht und Diskussion zum derzeitigen Rotwildmanagement

2.3.1 Verbreitung und Fragmentierung von Rothirschvorkommen

In Europa kommt der Rothirsch nur noch in weniger als 10 % seines einstigen Verbreitungsgebietes vor (Kinser et al. 2010), und die Verkleinerung und Zerschneidung des verbleibenden Lebensraumes gilt als eine der größten Bedrohungen für den Erhalt der Bestände (Zachos und Hartl 2011). In Deutschland kommen die ca. 240.000 Rothirsche noch auf ca. 25 % der Landesfläche vor, wobei die Verbreitungsgebiete meist innerhalb großer Waldgebiete zu finden sind (Kinser et al. 2010). Dies hat vor allem historische Gründe, denn in den offenen Agrarlandschaften wurden Rothirsche insbesondere nach der Revolution 1848 praktisch ausgerottet und kamen kaum noch außerhalb von Waldrefugien vor. In einigen Bundesländern wurden zudem ab den 1950er-Jahren Gebiete ausgewiesen, außerhalb derer die Tierart nicht vorkommen darf und per gesetzlicher Vorgabe erlegt werden muss. Diese „Rotwildgebiete", die je nach Bundesland auch als Rotwildbezirke oder Rotwildbewirtschaftungsgebiete bezeichnet werden, wurden u. a. aufgrund von forst-, jagd- und agrarpolitischen Interessen etabliert. Vor allem Teile Südwestdeutschlands wurden dadurch zu rotwildfreien Gebieten. Somit ergibt sich eine heterogene und teils fragmentierte Verbreitung von Rothirschen in Deutschland, die stark vom Menschen vorgegeben wird (s. Abb. 2.3).

2.3.1.1 Genetische Fragmentierungseffekte

Die Fragmentierung der Rotwildvorkommen durch rotwildfreie Gebiete und die in Deutschland erhebliche Zerschneidung der Landschaft durch Siedlungen, Straßen etc. hat auch genetische Konsequenzen. Studien belegen, dass das rezente Rotwild in Deutschland eine geringere genetische Diversität und höhere Inzuchtwerte aufweist als noch vor 200 oder auch 60 Jahren (Hoffmann et al. 2016; Willems et al. 2016). Eine hohe genetische Vielfalt ist wichtig, um die Anpassungsfähigkeit von Arten und Populationen zu gewährleisten, und auch eine hohe individuelle Fitness (Überleben, Fortpflanzung) ist oft positiv mit hoher genetischer Diversität korreliert (Frankham et al. 2017). Sehr kleine Populationen können genetische Vielfalt über die Zeit verlieren, insbesondere, wenn kein ausreichender Genfluss aus anderen Populationen erfolgt. Bei anhaltendem geringem Genfluss differenzieren sich Populationen genetisch immer mehr voneinander, während starker Genfluss dazu führt, dass sich auch räumlich getrennte Populationen genetisch sehr ähnlich sein können. In kleinen Populationen kann es auch zu Inzucht, also der Verpaarung eng verwandter Individuen kommen. Im schlimmsten Fall kommt es zu Inzuchtdepression,

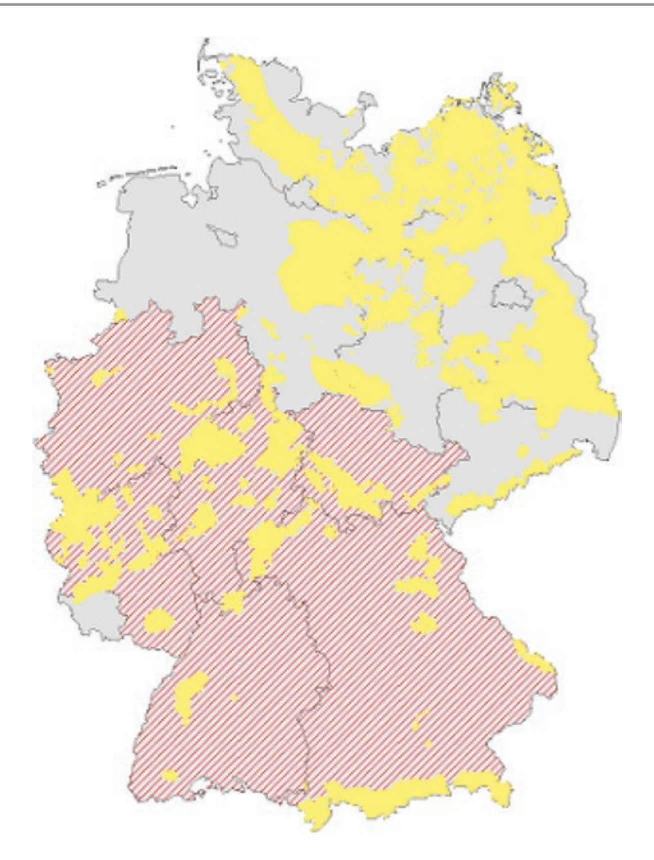


Abb. 2.3 Verbreitung von Rothirschen in Deutschland. Gelbe Flächen zeigen die unterschiedlichen Rotwildvorkommen. In den rot schraffierten Bundesländern darf Rotwild außerhalb der offiziellen Rotwildgebiete per Gesetz nicht vorkommen. (Quelle: Deutsche Wildtier Stiftung)
Fig. 2.3 Distribution of red deer in Germany. Yellow areas show the different red deer populations. In the red hatched states, legal regulations do not allow red deer to exist outside of official red deer areas. (Source: Deutsche Wildtier Stiftung)

also einer Verminderung der Fitness von Individuen und der Lebensfähigkeit von Populationen. In diesem Zusammenhang ist auch die genetisch-effektive Populationsgröße (N_e) ein wichtiger Parameter, der – vereinfacht ausgedrückt – widerspiegelt, wie viele Individuen ihre Gene an die nächste Generation weitergeben. Selbst wenn die tatsächliche Population groß und ihre Fortpflanzungsrate hoch ist, kann die genetisch-effektive Populationsgröße klein sein, wenn sich alle an der Reproduktion beteiligten Individuen genetisch sehr ähnlich sind. Auch das Paarungssystem beeinflusst N_e, und gerade bei polygynen Arten wie dem Rotwild besteht die Gefahr, durch selektive Jagd die genetisch-effektive Populationsgröße weiter zu reduzieren, z. B., wenn durch die Jagd natürliche Geschlechterverhältnisse verschoben werden (siehe Abschn. 2.3.3.1).

Als grobe Faustregeln werden im Artenschutz oft genetisch-effektive Populationsgrößen > 50–100 gefordert, um Populationen kurzfristig vor Inzuchtdepression zu

bewahren, ein $N_e > 500–1000$ wird verlangt, um langfristig den Verlust genetischer Vielfalt zu verhindern (Franklin 1980; Reed und Bryant 2000).

2.3.1.2 Genfluss, genetische Diversität und Inzucht

Schon Zachos et al. (2006) konnten in einer stark isolierten Rotwildpopulation in Schleswig-Holstein sehr niedrige genetische Diversität, hohe Inzuchtwerte und eine sehr kleine genetisch-effektive Populationsgröße von nur sieben Tieren nachweisen, bei einer Populationsgröße von ca. 60 Individuen. In dieser Population wurden mehrere Fälle von *Brachygnathia inferior* nachgewiesen, einer morphologischen Fehlbildung, bei der eine Verkürzung des Unterkiefers auftritt. *Brachygnathia inferior* gilt als Folge von Inzucht bei verschiedenen Säugetierarten und wurde bei Rotwild in Deutschland erstmals 1978 wissenschaftlich dokumentiert (Meyer 1979). Reiner und Willems (2021) stellten bei drei Rotwildkälbern mit verkürztem Unterkiefer einen überdurchschnittlich hohen Inzuchtgrad im Vergleich zu anderen Individuen aus hessischen Rotwildvorkommen fest. Dennoch ist es erstaunlich, dass die Zusammenhänge zwischen dem Auftreten von Unterkieferverkürzungen, Genetik und den Auswirkungen auf individuelle Fitness und Populationsdynamiken bisher nicht detaillierter untersucht wurden.

Auch auf größerer räumlicher Ebene zeigen sich deutliche Anzeichen für genetische Isolationseffekte bei deutschen Rothirschen. Edelhoff et al. (2020) konnten zeigen, dass sich die 12 offiziellen Rotwildvorkommen in Schleswig-Holstein in neun genetisch differenzierte Subpopulationen aufteilen, dass nur rund die Hälfte der Rotwildvorkommen eine genetisch-effektive Populationsdichte über 50 aufweist, und dass die genetische Diversität einzelner Vorkommen abhängig ist von der Dichte benachbarter Vorkommen. Ähnlich fielen die Ergebnisse in Untersuchungen in Hessen aus, einem Bundesland, in dem weiterhin Rotwildgebiete bestehen. Reiner et al. (2021) konnten hier ebenfalls eine starke genetische Differenzierung zwischen den offiziellen Rotwildvorkommen aufzeigen, von denen keines ein N_e größer als 279 aufwies, also deutlich unter dem langfristig nötigen Wert von 500–1000.

Für ganz Deutschland konnte auch Westekemper (2022) nachweisen, dass die meisten der insgesamt 34 beprobten Rotwildvorkommen genetisch voneinander isoliert sind, dass kaum rezenter Genfluss nachzuweisen ist, und dass hierfür insbesondere Straßen, Siedlungen und rotwildfreie Gebiete verantwortlich sind. Lediglich im Nordosten von Deutschland gibt es ausreichend Genfluss, um genetische Differenzierung zu vermeiden, die dort beprobten Rotwildvorkommen weisen generell auch die höchste genetische Diversität und die geringsten Inzuchtwerte auf.

2.3.1.3 Vernetzung von Rotwildvorkommen

Um einen weiteren Verlust genetischer Vielfalt und potenzielle Probleme durch Inzucht zu vermeiden, muss also der Genaustausch zwischen Rotwildvorkommen in den allermeisten Gebieten Deutschlands erhöht werden. Hierfür müssen einerseits Maßnahmen für die Defragmentierung der Landschaft umgesetzt werden, wie sie bereits im Bundesprogramm Wiedervernetzung auf den Weg gebracht wurden (BMU 2012). Andererseits ist auch die Aufrechterhaltung von Rotwildgebieten aus

genetischer Sicht äußerst kritisch zu sehen. Aufgrund des hohen politischen Drucks erscheint es unwahrscheinlich, dass die in einigen Bundesländern immer noch existierenden rotwildfreien Gebiete in nächster Zeit abgeschafft werden, auch wenn dies aus genetischer Sicht wünschenswert wäre. Ein Kompromiss könnte sein, zwischen den Rotwildgebieten geeignete Wanderkorridore zu identifizieren, in denen mindestens männliche Hirsche grundsätzlich nicht erlegt werden dürfen und in denen die Barrierewirkung von Straßen und anderen Infrastrukturen minimiert werden. Die Schonung männlicher Hirsche ist auch bereits in den gesetzlichen Vorgaben einiger Länder implementiert bzw. wird von einigen Jagdausübenden auf freiwilliger Basis praktiziert.

Hohmann (2013) macht deutlich, dass das Auftreten einzelner männlicher Hirsche noch nicht auf die Etablierung einer neuen Population hinweist, dies geschieht oft erst viele Jahre später durch den Zuzug von weiblichen Tieren. Man kann einzelne männliche Hirsche also guten Gewissens ziehen lassen, ohne sich Sorgen um die Entstehung neuer, möglicherweise konfliktträchtiger Rotwildpopulation machen zu müssen. Übrigens ist das Abwanderungsverhalten bei Rotwild abhängig vom Zugang der Männchen zu Fortpflanzungspartnerinnen und somit von der Populationsdichte (Clutton-Brock et al. 2002). Daher kann es sowohl bei hohen Dichten zu erhöhten Abwanderungen kommen, wenn viele Männchen um die Weibchen konkurrieren, als auch bei niedrigen Dichten, wenn insgesamt nur wenige Weibchen für die Fortpflanzung zur Verfügung stehen (Loe et al. 2009). Auch das Geschlechterverhältnis bestimmt somit das Abwanderungsverhalten der Männchen, und ein Überhang von Weibchen sollte zu einer Abnahme von Abwanderungsraten führen. Abwandernde Männchen immigrieren meist in Gebiete mit geringer Rotwilddichte, auch wenn dafür weitere Wanderungen nötig sind (Loe et al. 2009). Somit kann also auch das lokale Management, über die Steuerung von Dichten, Altersstrukturen und Geschlechterverhältnissen, die Vernetzung von Rotwildpopulationen beeinflussen.

2.3.1.4 Wildökologische Raumplanung

Bedenkt man diese komplexen Zusammenhänge und die räumliche Isolation einiger deutscher Rotwildvorkommen, so erscheint es wünschenswert, eine wildökologische Raumplanung (WÖRP) als Grundlage des Rotwildmanagements heranzuziehen, ähnlich wie es in Teilen Österreichs und der Schweiz durchgeführt wird (Reimoser und Hackländer 2016). Ziel der WÖRP ist es, heimische Wildarten dauerhaft und in sozioökonomisch verträglicher Form in die Kulturlandschaft einzugliedern, wobei dies einerseits anhand einer großflächigen Rahmenplanung, andererseits anhand einer regionalen Detailplanung erfolgt.

Bei der großflächigen Rahmenplanung könnten geeignete Wanderkorridore zwischen Rotwildvorkommen identifiziert werden, in denen insbesondere männliches Rotwild nicht erlegt werden darf, um den genetischen Austausch nicht weiter zu gefährden. Auf Bundes- und Landesebene wurden bereits potenziell geeignete Korridore für Rotwild und andere große Säuger identifiziert, die sich hierfür eignen könnten (Herrmann et al. 2007). Allerdings muss auch sichergestellt werden, dass solche Korridore nicht durch Straßen oder andere anthropogene Barrieren versperrt

sind, was eine entsprechende Infrastruktur mit Wildbrücken und anderen Querungshilfen notwendig macht. In jedem Fall scheint es aus wissenschaftlicher Sicht geboten, genetische Vielfalt und Vernetzung von Rotwildvorkommen in Deutschland über ein langfristig aufgebautes genetisches Monitoring zu überwachen, um so die notwendigen Evidenzen für ein großflächiges Management zu schaffen.

Als Beispiel für eine auf regionaler Ebene durchgeführte Raumplanung kann das Zonierungskonzept erwähnt werden, das Bestandteil der Rotwildkonzeption Südschwarzwald ist (Haydn et al. 2018). Bei diesem Zonierungskonzept wurden auf einer Fläche von 17.500 ha unter anderem Wildruhe-, Kern- und Übergangszonen definiert, die sich in Bezug auf Bejagung, Habitatpflege, waldbauliche Zielsetzung und Besucherlenkung unterscheiden. Hierdurch versucht man, Verteilung und Verhalten der Rothirsche in der anthropogen intensiv genutzten Landschaft so zu beeinflussen, dass Konflikte minimiert werden. Solch eine regionale Zonierung könnte auch in den anderen, rund 500 Hegegemeinschaften in Deutschland angegangen werden, in denen sich Jagdausübungsberechtigte zusammenschließen, um der großflächigen Raumnutzung des Rotwildes Rechnung zu tragen (Kinser et al. 2012).

2.3.2 Räumliche Lenkung von Rothirschen

Um die Möglichkeiten einer räumlichen Lenkung von Rotwild zu evaluieren, müssen wir uns überlegen, anhand welcher Faktoren sich Rothirsche in Raum und Zeit bewegen. Ernährungsökologisch betrachtet ist der Rothirsch vor allem ein großer Pflanzenfresser, genauer gesagt ein Wiederkäuer. Dies bedeutet, dass er viele Verhaltensweisen einer typischen Beute- bzw. Fluchttierart aufweist, um den Tod durch Prädatoren (Beutegreifer) zu vermeiden (Suter et al. 2005). Der Rothirsch gilt als Mischäser mit Hang zum Raufutterfresser, was bedeutet, dass er auf faserhaltige Nahrung wie Gräser angewiesen ist, die typischerweise vor allem im Offenland oder lichten Waldbeständen zu finden sind. Saisonal passen sich Rothirsche an variable Nahrungsverfügbarkeiten oft durch den Wechsel zwischen Sommer- und Wintereinständen an, vor allem aber zeigen sie eine stark saisonale Physiologie, die sich auch auf ihre Aktivität auswirkt (siehe Abschn. 2.3.2.5). Im Tagesverlauf ist das Verhalten von Rothirschen geprägt vom Feindvermeidungsverhalten und kann als ständiger Balanceakt zwischen Fressen und Nicht-gefressen-Werden verstanden werden. Einerseits muss jedes Individuum seinen Energie- und Nährstoffbedarf durch entsprechende Aufnahme von Vegetation decken, andererseits muss es dafür unter Umständen recht offene Flächen aufsuchen, auf denen ein besonders hohes Risiko besteht, von Prädatoren entdeckt, angegriffen und getötet zu werden.

2.3.2.1 Die Landschaft der Angst

Studien belegen, dass sich Rothirsche und andere Wildtiere stark an der sogenannten „Landschaft der Angst" orientieren, mit der die räumliche Variabilität des von den Tieren wahrgenommenen Mortalitätsrisikos in einem Gebiet beschrieben wird (Gaynor et al. 2019; Laundré et al. 2010). Rothirsche meiden Flächen, auf denen

das Mortalitätsrisiko hoch ist, und suchen vermehrt Flächen auf, bzw. verbringen dort mehr Zeit, wenn dort das Prädationsrisiko gering ist (vgl. Laguna et al. 2021).

Zwei Aspekte sind hierbei von entscheidender Bedeutung. Erstens ist es nicht unbedingt das **tatsächliche** Mortalitätsrisiko, an dem sich die Tiere orientieren, sondern vielmehr das von ihnen **wahrgenommene** Risiko. Zweitens tritt natürlich auch der Mensch als Prädator und somit Mortalitätsquelle auf, wenn er Rothirsche bejagt. Wie im nächsten Abschnitt erläutert, kann man sich das auch bei der Jagd zunutze machen, indem man Tiere durch variable Mortalitäten in Zeit und Raum steuert (Cromsigt et al. 2013).

2.3.2.2 Push & Pull durch Schwerpunktbejagung und Ruhezonen

Insgesamt sind die stärksten Verhaltensreaktionen auf die Landschaft der Angst zu erwarten, wenn das wahrgenommene Prädationsrisiko in Raum und Zeit variiert und dabei räumlich vorhersagbar, aber zeitlich nicht vorhersagbar ist (Cromsigt et al. 2013; Gaynor et al. 2020).

Dies kann man in der Praxis erreichen, indem man Rothirsche auf einigen, insbesondere den sensiblen Verjüngungsflächen im Wald intensiv und quasi permanent, also ohne festes Zeitschema, bejagt. Solch eine Schwerpunktbejagung generiert eine örtlich hohe Mortalität, sodass die Hirsche solche Flächen meiden sollten. Zeitgleich müssen Flächen geschaffen werden, die ein attraktives Nahrungsangebot bieten und in denen Jagdruhe herrscht. Man versucht also, die Rothirsche von einigen Flächen fernzuhalten (Push, Englisch für „drücken") und in andere Flächen zu locken (Pull, Englisch für „ziehen").

Dass dieses Push&Pull-Prinzip funktioniert, konnten Meißner et al. (2013) auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr in Bayern belegen. Hier werden Rothirsche in den Waldeinständen scharf bejagt, auf den Offenlandflächen jedoch weitestgehend geschont. Als Ergebnis zeigt sich das Rotwild hier wieder tagaktiv und nutzt sehr intensiv die Offenlandflächen. Riesch et al. (2019) konnten zudem zeigen, dass die Rothirsche auf diesen Offenlandflächen einen Biomasseentzug erreichten, der einer typischen Beweidung mit Nutztieren gleicht. Darüber hinaus hatte die Fraßeinwirkung der Hirsche einen positiven Effekt auf die Pflanzendiversität im Offenland, insbesondere in Bezug auf naturschutzrelevante Pflanzen (Riesch et al. 2020). Rothirsche können also als Offenlandpfleger fungieren und stellen im Naturschutz eine Alternative zur Nutztierbeweidung dar.

Zwei Aspekte sind für diese interessanten Ergebnisse besonders wichtig. Erstens ist es nicht allein die Jagd, über die die Hirsche gesteuert werden, sondern auch das Management der Offenlandflächen. So wurden Offenlandflächen durch Mahd für die Rothirsche besonders attraktiv, weil das nachwachsende Gras qualitativ besonders hochwertig ist (Riesch et al. 2019; Raab et al. 2020). Zweitens spielen auch die Habitatstruktur und das Störungsregime eine entscheidende Rolle im Raum-Zeit-Verhalten der Hirsche. So konnten Richter et al. (2020) zeigen, dass Rothirsche sich in zwei Untersuchungsgebieten in Grafenwöhr sehr unterschiedlich verhielten. In dem einen Gebiet, das großflächige Wald- und Offenlandhabitate bietet und in dem kaum menschliche Aktivitäten stattfinden, nutzen die Hirsche das ganze Jahr über das Offenland, wobei die Nutzungsintensität vom Frühjahr zum Winter hin

abnahm. Das Raum-Zeit-Verhalten zeigt hier also ein saisonales Muster. Im anderen Gebiet war die Nutzung des Offenlandes nicht saisonal, sondern tageszeitlich geprägt, da die Hirsche in allen Jahreszeiten vor allem nachts das Offenland nutzen und tagsüber eher in den Waldhabitaten blieben. In diesem Gebiet sind die Waldhabitate nur kleinflächig und zerstreut vorhanden, und insbesondere tagsüber wird das Gebiet recht intensiv durch Fahrzeugverkehr und militärische Aktivitäten beeinflusst. Dass die Rothirsche trotz der räumlichen Nähe der beiden Gebiete und trotz des einheitlichen Jagd- und Flächenmanagements solch deutliche Verhaltensunterschiede zeigten, belegt die hohe Anpassungsfähigkeit der Art.

Inzwischen haben Wölfe (*Canis lupus*) den Truppenübungsplatz und dessen Umgebung wiederbesiedelt. Es bleibt abzuwarten, wie sich dies auf das Raum-Zeit-Verhalten der Rothirsche auswirken wird und ob dies die Lenkung der Hirsche über Jagd und Flächenmanagement beeinflussen wird.

2.3.2.3 Anpassung und Selektion von Verhaltensweisen

Durch die Jagd können wir nicht nur eine Landschaft der Angst kreieren, um Rothirsche zu lenken, sondern wir führen damit sehr wahrscheinlich auch langfristige Verhaltensveränderungen herbei. Dies kann einerseits über Selektion geschehen, denn wenn wir durch die Jagd die Mortalität von Rothirschen mit bestimmten Verhaltensweisen stark erhöhen, und diese Verhaltensweisen vererbbar sind, dann sollten langfristig weniger Individuen diese Verhaltensweisen aufweisen. Andererseits können Verhaltensweisen auch während der Lebensspanne eines Individuums durch Lernen angepasst werden. Verhaltensweisen werden bei Tieren außerdem über soziale bzw. kulturelle Transmission an die nächste Generation weitergegeben (z. B. Jesmer et al. 2018). Bei Rothirschen führt z. B. die etwa einjährige Aufzuchtzeit zu einer engen Bindung zwischen Muttertieren und ihren Kälbern und stellt einen zentralen Aspekt für Sozialverhalten und Rudelstruktur dar (Clutton-Brock et al. 1982, 1984). Die enge Führung durch ihre Mütter beeinflusst nicht nur die spätere soziale Stellung der Kälber und Einjährigen, sondern ermöglicht es auch, mütterliche Erfahrungen weiterzugeben.

Neueste Studien belegen zudem, dass Tiere durchaus individuelle „Persönlichkeiten“ haben, die sich darin manifestieren, dass Individuen über mehrere Jahre immer wieder dieselben Verhaltensweisen zeigen, die sie von anderen Individuen unterscheiden (Wolf und Weissing 2012). Am besten untersucht sind dabei Verhaltensweisen, die sich entlang eines Kontinuums von „kühn“ oder „mutig“ (Englisch: bold) bis „scheu“ im Sinne von „vorsichtig“ (shy) einstufen lassen (Sih et al. 2004). Auch bei Rothirschen wurden solch unterschiedliche Persönlichkeiten bereits nachgewiesen.

Ciuti et al. (2012) konnten z. B. zeigen, dass männliche 2-jährige Hirsche in Kanada ein signifikant höheres Risiko hatten, erlegt zu werden, wenn sie zu den „kühnen“ Individuen gehörten und somit während der Jagdsaison weitere Distanzen zurücklegten und häufiger offene Habitate nutzten, als „scheue“ Individuen. Auch bei den Alttieren wurden tendenziell eher die mutigen Individuen erlegt, allerdings machte sich hierbei auch ein Lerneffekt deutlich bemerkbar: Je älter die überlebenden Tiere wurden, umso weniger und umso langsamer bewegten sie sich wäh-

rend der Jagdsaison. Alttiere, die älter als neun Jahre waren, konnten Mortalität durch Jagd sogar vollständig vermeiden.

Thurfjell et al. (2017) konnten diese Ergebnisse bestätigen und zudem zeigen, dass hierbei sowohl menschliche Selektion als auch Lernen involviert waren. Einerseits kommt es also durch menschliche Jagd zu einer (unbewusst) selektiven Erlegung von Individuen mit bestimmten Verhaltensweisen, andererseits lernen insbesondere Alttiere über die Jahre, wie sie Jagdmortalität vermeiden können.

Zu ähnlichen Erkenntnissen gelangten auch Lone et al. (2015), die bei einer Studie in Norwegen unterschiedliche Überlebenswahrscheinlichkeiten für männliche Hirsche während der Jagdsaison feststellen konnten. Individuen, die zu Beginn der Jagdsaison anfingen, verstärkt dichte Waldhabitate zu nutzen und offene Flächen zu meiden, hatten ein geringeres Erlegungsrisiko als Individuen, die nicht mit einer veränderten Habitatwahl auf den Beginn der Jagd reagierten. Auch bei dieser Studie war solch ein Unterschied bei weiblichen Hirschen nicht festzustellen, da die Weibchen bereits vor Beginn der Jagdsaison in erster Linie die dichten Waldbestände nutzten.

Die hohe Lernfähigkeit von Alttieren ist jagdlich gesehen sicherlich eine Herausforderung, da erfahrene Tiere nur schwer zu erlegen sein werden. Wenn wir aber bedenken, dass „Strecke machen" meist nur ein Zwischenziel im Management ist, dann ergibt sich hieraus auch eine große Chance. Denn eine Jagd nach dem Push&Pull-Prinzip wird Rothirsche nicht nur akut lenken, sondern hat auch das Potenzial, chronische Veränderungen herbeizuführen, bei denen es durch Selektion, Lernen und Prägung mit der Zeit immer mehr Individuen gibt, die offene Habitate bevorzugen und diese auch tagsüber nutzen.

2.3.2.4 Anthropogene Störungen

Aufgrund seines ausgeprägten Feindvermeidungsverhaltens reagiert Rotwild sehr sensibel auf Störungen. Westekemper et al. (2018) konnten durch gezielte Störversuche zeigen, dass Rotwild im Nationalpark Kellerwald-Edersee in Hessen deutlich auf Menschen reagiert, die offizielle Wanderwege verlassen und in die Waldbestände hineingehen. Bei solchen Störungen flüchteten die Tiere jedes Mal, sie begannen ihre Flucht bereits ab einem Abstand von 239 Metern zum Menschen, und sie legten dabei Fluchtstrecken bis zu einer Länge von 1,9 Kilometer zurück. Das Störpotenzial menschlicher Wanderer machte sich auch im Raum-Zeit-Verhalten der Rothirsche bemerkbar. So hielten sich die Rothirsche tagsüber signifikant weiter von Wanderwegen fern, als dies bei wegeunabhängiger Habitatwahl zu erwarten gewesen wäre. Im Gegensatz dazu schienen die Wanderwege die Habitatwahl nachts nicht zu beeinflussen. Dieser Unterschied zwischen Tag und Nacht war unabhängig von den Wegedichten in den Streifgebieten der Tiere, was deutlich darauf hindeutet, dass Rotwild bereits auf wenige Wege reagiert und diese zu Zeiten der stärksten menschlichen Nutzung meidet.

Zu sehr ähnlichen Ergebnissen kamen auch Coppes et al. (2017), die die Habitatwahl von Rothirschen im Südschwarzwald untersuchten. Auch hier mieden die Hirsche tagsüber Wege, die innerhalb ihrer Streifgebiete für Wanderer, Fahrradfahrer und Crosscountry-Skifahrer zur Verfügung standen. Auch Äsungsflächen in der

Nähe solcher Wege wurden tagsüber gemieden und dafür nachts stark frequentiert. Besonders interessant ist diese Studie, weil sie auch zeigt, dass Rotwild wie erhofft auf das dortige Zonierungskonzept reagiert (siehe Abschn. 2.3.1.4), und zwar nicht nur innerhalb ihrer Streifgebiete, sondern auch bei der Streifgebietswahl an sich. So lagen die Streifgebiete der Rothirsche präferiert in den Kern- und Ruhezonen, während Übergangszonen gemieden wurden. Selbst wenn Übergangszonen in den Streifgebieten enthalten waren, wurden die Kern- und Ruhezonen signifikant präferiert. Ein weiterer wissenschaftlicher Beleg dafür, dass Rothirsche sich über ein großräumiges und räumlich-explizites Flächenmanagement lenken lassen.

2.3.2.5 Winteranpassungen

Besonders gravierend dürften sich Störungen auf Rotwild in der Winterzeit auswirken. Rothirsche passen sich dieser nahrungsarmen Zeit an, indem sie ihren Stoffwechsel massiv absenken, sodass nur wenig Nahrung gefressen werden muss (Arnold 2003). Dies geschieht einerseits über eine Verringerung der Körpertemperatur bzw. der Blutzirkulation in den äußeren Extremitäten, andererseits durch eine wesentlich effizientere Aufnahme von energiereichen Nahrungsbestandteilen. Tatsächlich schrumpfen die Verdauungsorgane von Rothirschen im Winter, sodass weitere Energie eingespart werden kann (Arnold et al. 2015). Diese physiologischen Veränderungen werden durch die Tageszeitlänge im Jahresverlauf gesteuert, sie sind also weitestgehend unabhängig von der tatsächlichen Temperatur oder Schneebedingungen. Wenn Rothirsche in dieser Zeit sich aber aufgrund von Störungen vermehrt bewegen oder sogar flüchten müssen, muss der Stoffwechsel zunächst wieder hochgefahren werden, was mit einem stark gesteigerten Energiebedarf einhergeht. Störungen insbesondere im Winter können also den Energiebedarf von Rotwild erhöhen, was zu erhöhter Nahrungsaufnahme und potenziell höheren Schäden führen kann, z. B. wenn das Rotwild seinen gestiegenen Energiebedarf nur durch das Schälen von Bäumen decken kann.

2.3.2.6 Effiziente Jagden auf Rotwild

Während der Einzelansitz gut für eine lokale Schwerpunktbejagung geeignet ist, werden zur Erfüllung von Abschussvorgaben meist auch Bewegungsjagden durchgeführt, z. B. in Form von Gemeinschaftsansitzen, Drück- oder Stöberjagden (Wölfl 2003). Solche Bewegungsjagden sind besonders effizient, da der Jagderfolg meist höher ist als auf der Einzeljagd, sodass in gleicher Zeit mehr Tiere erlegt werden können (Wölfl 2003).

Wie reagiert das Rotwild auf solche Jagden? Grundsätzlich scheinen Alttiere mit zwei unterschiedlichen Strategien auf Bewegungsjagden zu reagieren: Während manche Individuen auf Bewegungsjagden in Frankreich mit Flucht aus dem Gebiet reagierten, verringerten andere ihre Bewegungen während der Jagden auf ein Minimum (Chassagneux et al. 2019, 2020). Neben dem unmittelbaren Mortalitätsrisiko (d. h. der Nähe zu Jägern bzw. ihren Hunden) und der Habitatstruktur scheint es auch hier wieder individuelle Unterschiede zu geben, die auf Erfahrung oder Persönlichkeiten zurückgehen.

Sunde et al. (2009) konnten deutliche Reaktionen von Rotwild auf Bewegungsjagden in Dänemark aufzeigen. Das Rotwild mied die bejagten Gebiete im Mittel für sechs Tage, bewegte sich in den zwei Tagen nach der Jagd insgesamt – und vor allem tagsüber – weniger und hielt sich vermehrt in dichten Waldeinständen auf. Die Verteilung der Jagdausübenden, die Dauer der Bewegungsjagd oder der Abstand zwischen den Jagden spielte dabei keine Rolle. Ebenfalls in Dänemark konnten Jarnemo und Wikenros (2013) allerdings auch zeigen, dass nur rund ein Drittel der besenderten Tiere ihre Streifgebiete während der Jagden verließen und in der Regel nach weniger als 24 Stunden wieder in ihr Streifgebiet zurückkehrten. Auch wenn die Fluchtdistanz teils lang war (bis zu 15 km) und die Streifgebiete für bis zu 88 Stunden gemieden wurden, kam es nie zu einer vollständigen Vertreibung durch die Bewegungsjagden. Rotwild reagiert also eher kurzfristig und meist relativ kleinräumig auf Bewegungsjagden, ein Vertreibungseffekt ist hierbei aber nicht zu erwarten.

Wichtig ist allerdings, dass intensive Bewegungsjagden als Intervallbejagung stattfinden sollten, also zwischen den Jagdterminen eine Zeit der Jagdruhe herrscht, damit die nötige zeitliche Heterogenität der Jagd erhalten und die Jagd effizient bleibt.

2.3.2.7 Jagdzeiten auf Rothirsche

Gemäß Verordnung über die Jagdzeiten darf Rotwild in Deutschland grundsätzlich bis zu neun Monate lang bejagt werden, wobei es in den Bundesländern sowohl Verkürzungen als auch Verlängerungen dieser Jagdzeiten gibt. Hinzu kommt, dass andere Schalenwildarten teils noch länger bejagt werden dürfen, insbesondere das Schwarzwild (*Sus scrofa*), das mit Ausnahme führender Muttertiere ganzjährig erlegt werden darf. Auch die Jagd auf andere Wildarten dürfte von Rothirschen mindestens als Störung, vermutlich sogar als Prädationsrisiko wahrgenommen werden. Bereits Müller et al. (2012) wiesen darauf hin, dass die Jagd- bzw. Erlegungszeiten in Deutschland sowohl aus wildbiologischer Sicht als auch Sicht des zu erwartenden Jagderfolges angepasst, synchronisiert und verkürzt werden sollten. Sie plädieren für eine grundsätzliche Jagdruhe in den Monaten Februar/März sowie Juni/Juli und schlagen für Rotwild drei Erlegungszeiten vor: eine Haupterlegungszeit vom 1. August bis 31. Dezember, eine erste Nebenerlegungszeit vom 1. April bis 31. Mai und eine zweite Nebenerlegungszeit im Januar. In der Haupt- und der zweiten Nebenerlegungszeit können alle Geschlechter und Altersklassen bejagt werden, in der ersten Nebenerlegungszeit werden Alttiere und bereits gesetzte Kälber geschont. Diese erste Nebenerlegungszeit im April und Mai fällt für das Rotwild in eine Zeit, in der sich ihr Stoffwechsel nach der Winterzeit erneut umgestellt hat, und gerade trächtige Weibchen haben in dieser Zeit einen erhöhten Bedarf an qualitativ hochwertiger Nahrung. Wenn eine Bejagung in dieser Zeit das Rotwild von Frei- und lichten Waldflächen fernhält, könnte dies zu einer erhöhten Nahrungsaufnahme in dichten Waldbeständen und somit höheren Schäden führen. Diese Argumentation wird teils gegen eine Bejagung im Frühjahr angeführt, solide Studien hierzu sind mir jedoch nicht bekannt. Dennoch erscheint die Argumentation vor dem Hintergrund von Rotwildbiologie und -verhalten stimmig. Ein Kompromiss wäre es, die Frühjahrsjagd

auf Rotwild nicht schon Anfang April, sondern erst im Mai zu erlauben und auch hier wieder auf effiziente und relativ störungsarme Jagd (insbesondere Gemeinschaftsansitze) zu setzten. Müller et al. (2012) betonen, dass die zweite Nebenerlegungszeit im Januar nur in Anspruch genommen werden sollte, wenn Abschussvorgaben vorher nicht erfüllt werden konnten. Wie bereits mehrfach erwähnt, ist „Strecke machen" aber kein Managementziel, sondern lediglich Mittel zum Zweck. Insofern sollte eine Rotwildbejagung im Januar höchstens dann erfolgen, wenn auch kritisch evaluiert wird, warum Abschussvorgaben vorher nicht erreicht wurden, ob vielleicht der Wildbestand kleiner ist als angenommen, und ob die geforderte Höhe der Strecke überhaupt nötig ist, um eigentliche Managementziele, wie die Regulierung des Bestandes oder die Verminderung von Schäden, zu erreichen. Auch hier spielt eine objektive Erfolgskontrolle eine wesentliche Rolle, um evidenzbasierte Entscheidungen zu treffen.

Selbst eine Jagdzeit von sechs Monaten (Mai, August bis Dezember) ist im internationalen Vergleich noch sehr lang. Umso wichtiger ist es, nur an wenigen ausgewählten Punkten während der gesamten Zeit zu jagen (Schwerpunktbejagung), flächendeckend hingehen in wenigen Zeitfenstern und möglichst effizient zu jagen (Intervallbejagung mittels Bewegungsjagden). Einige für das Rotwild attraktive Flächen sollten dabei nur sehr selten bejagt oder möglichst ganzjährig aus der Bejagung genommen werden, um die in 2.3.2 erläuterte Lenkung zu erreichen.

Insgesamt wird deutlich, dass Rothirsche sich in Zeit und Raum lenken lassen. Hierbei spielt nicht nur die Bejagung eine wichtige Rolle, sondern auch andere Störungen sowie das Nahrungsangebot und die Habitatstruktur. Somit wird erneut deutlich, dass sich Rotwildmanagement nicht nur auf die Jagd als alleiniges Steuerungsinstrument stützen kann, sondern dass ein ganzheitliches und großräumiges Konzept verfolgt werden sollte.

2.3.3 Populationsdynamiken, Abschussplanung und Jagdzeiten

Wie in vielen europäischen Ländern steigt auch in Deutschland die Anzahl der erlegten und verunfallten Rothirsche seit dem Zweiten Weltkrieg immer weiter an (Milner et al. 2006; Reimoser und Reimoser 2016), im Jagdjahr 2019/20 kamen in Deutschland 76.897 Hirsche zur Strecke (DJV 2021). Seit 1934 darf Rotwild in Deutschland nur noch anhand eines behördlichen Abschussplans bejagt werden. Jagdliche Soll-Vorgaben bestehen in der Regel aus der Streckenhöhe (wie viele Tiere dürfen bzw. sollen im Jagdjahr erlegt werden?) und einer Streckenzusammensetzung (wie soll sich die Gesamtstrecke auf die unterschiedlichen Geschlechter und Altersklassen verteilen?). Ursprünglich versuchte man durch solche Vorgaben eine Übernutzung der Bestände zu verhindern, wobei Bützler (2001) darauf hinweist, dass einige der typischen Vorgaben sicherlich auch dazu gedacht waren, möglichst viele starke Trophäenhirsche im Bestand zu haben. Inzwischen sollen Rotwildbestände auch immer öfter reduziert werden, hierfür fehlen allerdings in den

Hegerichtlinien der Länder gezielte Abschussvorgaben (Kinser et al. 2020). Somit ist eine kritische Beleuchtung typischer Abschussvorgaben hochaktuell.

2.3.3.1 Geschlechterverhältnisse in Rotwildpopulationen

Mit der Abschussplanung werden häufig bestimmte Altersklassenverteilungen und Geschlechterverhältnisse in der Population angestrebt, die als „ideal" oder „normal" angenommen werden. Zum Beispiel wirf oft von einem Geschlechterverhältnis von 1:1 ausgegangen, das erhalten werden und sich somit in der Strecke widerspiegeln soll. Zunächst muss man aber zwischen dem Geschlechterverhältnis bei Geburt und dem Geschlechterverhältnis der geschlechtsreifen Individuen unterschieden (Meyer 2004). Das Geschlechterverhältnis bei Geburt sollte grundsätzlich ausgeglichen sein (Suter 2017), allerdings kann es bei hohen Dichten zu einer Verschiebung in Richtung der Wildkälber (weibliche Hirschkälber) kommen. Dieser Zusammenhang wurde schon von Clutton-Brock et al. (1984) gezeigt, und auch Vetter und Arnold (2018) fanden in Niederösterreich eine negative Korrelation zwischen dem Anteil männlicher Kälber in der Strecke und der Populationsdichte. Im Gegensatz dazu stieg der Anteil männlicher Kälber mit dem Anteil der Alttiere in der Population an, und auch der Anteil alter männlicher Hirsche (über 10 Jahre) scheint positiv mit dem männlichen Kälberanteil zu korrelieren.

Darüber hinaus kommt es beim Geschlechterverhältnis zu weiteren, altersabhängigen Verschiebungen, da Männchen bei Rothirschen – wie bei den meisten anderen Säugetieren auch – eine mit dem Alter stärker zunehmende Mortalität und eine insgesamt geringere Lebenswahrscheinlichkeit aufweisen als Weibchen (Bonenfant et al. 2002; Clutton-Brock et al. 1985; Mysterud et al. 2001). Mit zunehmendem Alter kann man daher bei adulten Rothirschen ein immer stärker in Richtung der Alttiere verschobenes Geschlechterverhältnis erwarten.

Biologisch gesehen ist also weder in einer Rotwild**population** noch bei der Rotwild**strecke** ein Geschlechterverhältnis von 1:1 unbedingt zu erwarten oder erstrebenswert, ebenso wenig wie eine symmetrische Alterspyramide. Stattdessen kann man das Geschlechterverhältnis eher als Indikator im Management heranziehen. Ein stark zugunsten der Weibchen verschobenes Geschlechterverhältnis in der Kälberstrecke deutet auf eine hohe Populationsdichte hin, insbesondere da das Geschlechterverhältnis bei Rotwildkälbern vermutlich eine Zufallsstichprobe darstellt. Denn auch wenn das Geschlecht bei lebenden Rotwildkälbern von erfahrenen Jagdausübenden unter Umständen erkannt werden kann (Deutz und Schawalder 2018), so gibt es für diese Altersklasse meist keine geschlechtsspezifischen Abschussvorgaben, die zu einer Verfälschung der Streckendaten führen könnten. Auch das Geschlechterverhältnis adulter Individuen ist im Management interessant. Ein stark zugunsten der Männchen verschobenes Geschlechterverhältnis in der adulten Strecke dürfte kaum dem tatsächlichen Geschlechterverhältnis entsprechen, da dieses – wie oben beschrieben – eher in Richtung der Weibchen verschoben sein sollte. Dies wäre also ein Warnsignal für eine stark auf Männchen ausgerichtete Jagd, die insbesondere bei einer gewünschten Reduzierung von Beständen hinterfragt werden sollte, da hierfür vermehrt weibliche Tiere erlegt werden müssen (siehe Abschn. 2.3.3.4).

2.3.3.2 Altersstrukturen und Abschussplanung

In den Abschussvorgaben der einzelnen Bundesländer und Hegegemeinschaften werden neben einem ausgewogenen Geschlechterverhältnis oft auch konkrete Altersklassenverteilungen vorgegeben. Für die Abschussplanung werden außerdem Reproduktionsraten festgelegt, um den zu erwartenden Zuwachs der Population abschätzen zu können. Für manche Berechnungsverfahren muss zudem auch der Schmaltieranteil, also der Anteil an 1-jährigen weiblichen Tieren am weiblichen Gesamtbestand, dem sogenannten Kahlwildbestand, angegeben werden. Diese Parameter sind jedoch meist unbekannt und werden nicht empirisch für die einzelnen Bestände erhoben, sondern durch die Hegerichtlinien festgesetzt. Die Unterschiede zwischen den jeweiligen Vorgaben sind dabei beträchtlich (Kinser et al. 2020).

Durch die Analyse von Langzeitdaten aus Gebieten mit sehr unterschiedlicher Jagdausübung und -zielsetzung konnte Gärtner (2017) zeigen, dass sich – scheinbar weitestgehend unabhängig von Abschussvorgaben – die Strecke in allen Gebieten langfristig wie folgt gliederte: ca. 38 % Kälber, 15 % Schmaltiere, 20 % Alttiere, etwas mehr als 20 % jüngere Hirsche (1–3-jährig) und 6 % ältere Hirsche (>3 Jahre). Auch hier zeigt sich bei den mindestens 1-jährigen Tieren ein zugunsten der Weibchen verschobenes Geschlechterverhältnis (35 % weiblich, 26 % männlich), und ältere Hirsche sind nur zu einem geringen Anteil vertreten. Natürlich darf man auch hier nicht vergessen, dass dies die Strecke darstellt, nicht aber auch zwangsläufig die tatsächliche Struktur der Population. Dennoch erscheint es insgesamt fragwürdig, wie sinnvoll bzw. zielführend allzu konkrete Abschussvorgaben für das Rotwildmanagement sind. Sie basieren zumindest teilweise auf Annahmen und Zielen, die nicht biologisch begründet sind, ihre Herleitung benötigt Angaben zu Parametern, die für die meisten Bestände nicht bekannt sind, und ob sie die Bestände wirklich so wie erhofft steuern, ist wissenschaftlich nicht erwiesen. Um eine evidenzbasierte Abschussplanung zu ermöglichen, wäre es daher wichtig, die Reaktion von Rotwildpopulationen auf bestimmte Streckenhöhen und -zusammensetzungen über ein entsprechendes Monitoring zu verfolgen.

2.3.3.3 Statistische Bestandesrückrechnung

Wie in 2.2.2.1 bereits erwähnt, eignet sich die Analyse von Jagdstrecken durchaus dazu, die Entwicklung einer Population über lange Zeitreihen zu rekonstruieren. Besonders interessant sind für die Rekonstruktion von Beständen statistische Verfahren, die nicht über einfache Rückrechnung der Mindestbestände, sondern unter Zuhilfenahme weiterer Daten bzw. Annahmen versuchen, die tatsächliche Bestandesgröße zu rekonstruieren. Hierzu zählt z. B. die Alter-bei-Abschuss (age-at-harvest) Methode, die Bauling et al. (2013a, b) auf den Rotwildbestand im Solling anwandten. Sie konnten dabei zeigen, dass der Rotwildbestand über viele Jahre viel zu niedrig eingeschätzt wurde und dass es aufgrund gesteigerter Abschusszahlen zunächst zu der erhofften Reduktion der Population kam. Dann jedoch stabilisierte die Population sich wieder, obwohl die Strecke weiterhin hoch blieb. Grund hierfür war die bei geringer werdender Dichte gesteigerte Reproduktionsrate, die über

einen Anstieg des Kalb-Alttier-Verhältnisses nachgewiesen werden konnte. Durch die Dichtereduktion bekamen also mehr Alttiere ein Kalb, als dies bei hoher Dichte der Fall war. Die Jagd war somit immer weniger additiv, sondern eher kompensatorisch zur natürlichen Mortalität.

Es muss an dieser Stelle erwähnt werden, dass für die Anwendung der Alter-bei-Abschuss Methode die natürliche (also jagdunabhängige) Mortalität für Tiere unterschiedlichen Alterns angegeben werden muss. Diese Mortalitäten sind aber für den Solling und die meisten anderen Rotwildvorkommen in Deutschland weitestgehend unbekannt. Bauling et al. (2013a, b) lösten dieses Problem, indem sie alle Berechnungen zweimal durchführten, einmal mit den geringsten in Europa dokumentierten Mortalitäten, ein weiteres Mal mit den höchsten in Europa dokumentierten Mortalitäten. Somit wurde bei der Studie auch die Ungenauigkeit der Annahmen berücksichtigt. Insgesamt haben Rückrechnungsmethoden basierend auf der Jagdstrecke also durchaus Potenzial, zu einem evidenzbasierten Rotwildmanagement beizutragen, insbesondere, wenn statistische Verfahren angewandt werden. Eine genaue Schätzung derzeitiger Populationsgrößen und eine Vorhersage der zukünftigen Populationsentwicklung sind ohne zusätzliche Methoden bzw. Daten jedoch mit großen Unsicherheiten behaftet.

2.3.3.4 Erhöhung des weiblichen Streckenanteils

Soll ein Rotwildbestand reduziert werden, muss vor allem der Abschuss der Zuwachsträger, insbesondere der Alttiere, erhöht werden, da ihre Anzahl bzw. ihr Anteil an der Gesamtpopulation maßgeblich das Populationswachstum steuern (Milner et al. 2010). Um hierbei den gesetzlichen Anforderungen an den Schutz von Muttertieren gerecht zu werden, geht ein erhöhter Abschuss von Alttieren in der Regel mit einem ebenfalls erhöhten Kälberabschuss einher, da vor dem Erlegen führender Alttiere zunächst das Kalb erlegt werden muss. Simon et al. (2021) konnten allerdings nachweisen, dass von 55 auf Bewegungsjagden erlegten, einzeln aufgetretenen Alttieren 20 (36 %) laktierten, ohne dass das von ihnen gesäugte Kalb am Jagdtag erlegt wurde. Somit ist das Risiko, auf Drück- oder Stöberjagden bei Erlegung vermeintlich einzelner Alttiere gegen den gesetzlichen Muttertierschutz zu verstoßen, als hoch einzustufen. Eine Alternative stellen laut Kinser et al. (2020) Jagden im Spätsommer dar. Bei diesen Jagden sollten möglichst viele sogenannte Kalb-Alttier-Doubletten angestrebt werden, bei denen zunächst das Kalb und unmittelbar danach oder sogar zeitgleich das Alttier erlegt wird. Kinser et al. (2020) zeigen anhand verschiedener Beispiele, dass bei solchen Jagden ein Alttier-Kalb-Verhältnis von ca. 1:1,6 erreicht werden kann und dass sie zu einem erhöhten Anteil weiblichen Wildes an der Strecke führen. In zwei der aufgeführten Untersuchungen kam es hierdurch zudem zu einer nachweislichen Bestandesreduktion.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass eine Abschussplanung, die sich auf eine genaue Kenntnis der lokalen Populationsdynamiken stützt, in der Praxis kaum realistisch sein dürfte. Dennoch können über die Jagdstrecke einige wichtige Indikatoren berechnet werden, die nicht nur für die Beschreibung der Bestandesentwicklung von Interesse sind, sondern rückblickend auch Aufschluss über

Tab. 2.1 Übersicht über wünschenswerte Angaben zu erlegten Rotwild-Individuen aus Sicht der Wissenschaft
Table 2.1 Overview of desirable information for harvested red deer from a scientific standpoint

Informationsebene	Parameter
Individuum	Geschlecht
	Geschätztes Alter
	Gewicht
	Hinterlauflänge
Population	Genetische Probe
Jagd	Erlegungsdatum
	Erlegungsuhrzeit
	Erlegungsort (Revier, Koordinaten)
	Jagdart (Einzelansitz, Gemeinschaftsansitz, Drückjagd, Stöberjagd)
	Anzahl Jagdausübende Jagddauer (von … bis)
	Doublette (ja/nein) Verwendung Schalldämpfer (ja/nein)

den Einfluss der Jagd für die numerische Regulation der Bestände geben können. Hierfür reicht es jedoch nicht aus, einfach nur zu protokollieren, wie viele Tiere erlegt wurden. Stattdessen muss erfasst werden, wann und wie welche Rothirsche (Alter, Geschlecht) erlegt wurden (Tab. 2.1)

2.4 Fazit für ein evidenzbasiertes Rotwildmanagement

Insgesamt lässt sich festhalten, dass Verbreitung und Verhalten von Rothirschen in Deutschland stark vom Menschen beeinflusst werden, und zwar sowohl direkt als auch indirekt.

Inwieweit das Rotwildmanagement in der Praxis evidenzbasiert ist, lässt sich im Detail nicht beurteilen, dafür ist es deutschlandweit einfach zu heterogen, und vor allem werden lokale Managementvorgaben und -ergebnisse kaum protokolliert oder gar veröffentlicht. Insgesamt aber scheint sich das tatsächliche Rotwildmanagement nicht immer an den zahlreichen wissenschaftlich gewonnenen Erkenntnissen zu Rothirschen zu orientieren. So sind die genetischen Fragmentierungseffekte auf einige deutsche Rotwildvorkommen wohlbekannt, im Management der Art werden sie jedoch kaum berücksichtigt. Ebenso wird die nachgewiesene Lenkbarkeit von Rothirschen durch Jagd und Flächenmanagement noch nicht überall genutzt. Auch die Abschussplanung basiert teils auf biologisch wenig plausiblen Annahmen und nicht zielführenden Vorgaben. Darüber hinaus bestehen an einigen wichtigen Stellen weiterhin Wissenslücken, die über eine Erfolgskontrolle zumindest teilweise geschlossen werden könnten.

Zusammenfassend können für ein evidenzbasiertes Management dieser Wildart derzeit folgende Empfehlungen gegeben werden.

2.4.1 Grundsätzliche Ausrichtung des Rotwildmanagements

1. Das Management sollte nicht allein auf die Steuerung der Populationsgröße bzw. -dichte abzielen, sondern mindestens die drei Aspekte Populationsentwicklung, Wildzustand und Wildeinfluss berücksichtigen.
2. Auf größerer räumlicher Skala sollte der genetische Austausch zwischen den geografisch isolierten Rotwildvorkommen verbessert werden. Wenn aus landespolitischen Gründen an Rotwildgebieten festgehalten werden soll, so sollte es unbedingt (zumindest männlichen) Hirschen ermöglicht werden, sich frei zwischen diesen Gebieten zu bewegen. Hierfür müssen aber flächendeckend und vor allem entlang geeigneter Wanderkorridore Wiedervernetzungsmaßnahmen intensiviert werden, z. B. durch Wildbrücken und andere Querungshilfen.
3. Neben der numerischen Steuerung der Populationsgröße sollte der Fokus beim Management vor allem auf einer Beeinflussung der räumlichen Verteilung und des Verhaltens der Rothirsche liegen.
4. Aufgrund der hohen Sensibilität von Rothirschen muss die Jagd dabei so effizient und störungsarm wie möglich gestaltet werden, und auch andere Störfaktoren müssen im Management berücksichtigt werden.

2.4.2 Planung des Rotwildmanagements

5. Die Raumansprüche der Art sowie die Fragmentierung der Rotwildvorkommen in Deutschland machen ein großflächiges Management notwendig. Hierbei geht es einerseits um eine koordinierte und einheitliche Planung innerhalb zusammenhängender Rotwildverbreitungsgebiete (z. B. über Hegegemeinschaften), andererseits auch um Bejagung und Landschaftsgestaltung bzw. Raumplanung zwischen den Rotwildvorkommen.
6. Das Bejagungskonzept sollte räumlich-explizit geplant werden und für das Rotwild eine heterogene Landschaft der Angst kreieren, bei der das wahrgenommene Prädationsrisiko räumlich vorhersagbar, jedoch zeitlich möglichst variabel ist.
7. Die räumlich-explizite Jagdplanung muss andere Landnutzungsansprüche berücksichtigen, damit z. B. jagdliche Ruhezonen auf Flächen entstehen, auf denen das Rotwild nicht durch Erholungsuchende gestört wird, und auf denen es forstwirtschaftlich toleriert werden kann oder sogar positive Effekte hat (Offenlandflächen).

2.4.3 Durchführung des Rotwildmanagements

8. Um Rotwildpopulationen stabil zu halten bzw. bei Bedarf zu reduzieren, sollte der Fokus der Jagd auf der Erlegung von weiblichen Hirschen liegen, da vor allem die Entnahme dieser Zuwachsträger die Dynamik von Populationen steuert.

9. Um die Größe von Rotwildbeständen möglichst effizient und somit störungsarm steuern zu können, sollten großflächige Bewegungsjagden als Intervallbejagung durchgeführt werden. Ziel sollte es sein, mit möglichst geringem Jagddruck möglichst viele Zuwachsträger zu erlegen.
10. Um eine heterogene Landschaft der Angst für Rothirsche zu kreieren, eignet sich vor allem eine Kombination aus lokaler Schwerpunktbejagung, mit der das Rotwild von bestimmten Flächen – insbesondere sensiblen Waldverjüngungsflächen – ferngehalten werden soll (‚Push'), und der Jagdruhe auf anderen Flächen, auf denen das Rotwild toleriert werden kann bzw. gewünscht ist. Diese Flächen müssen für das Rotwild in Bezug auf Störungsfreiheit und Nahrungsangebot attraktiv gestaltet werden (‚Pull').
11. Jagd ist somit bei der räumlichen Steuerung von Rothirschen nur **eines** der zur Verfügung stehenden Instrumente. Ebenso wichtig ist das Flächenmanagement, zu dem u. a. waldbauliche Maßnahmen (z. B. Auflichtung von Waldbeständen), Offenlandpflege (z. B. Mahd) und Besucherlenkung (z. B. Betretungsverbot von Wintereinständen) gehören.
12. Bei Bewegungsjagden insbesondere im Oktober und November sollten einzeln auftretende Alttiere nicht freigegeben bzw. erlegt werden, da hier das Risiko von nicht tierschutzkonformen Erlegungen führender Muttertiere erhöht ist.
13. Zur Erhöhung des weiblichen Streckenanteils sowie zur Reduktion von Rotwildbeständen können im Spätsommer Jagden speziell auf weibliche Tiere durchgeführt werden, wobei der Fokus auf effizienten Kalb-Alttier-Doubletten liegen sollte.

2.4.4 Kontrolle des Managements

14. Da sich Rothirschverhalten und Lebensraumbedingungen rasch ändern können, darf ein Management niemals statisch sein, sondern muss adaptiv gestaltet werden. Kern eines adaptiven Rotwildmanagements ist eine Erfolgskontrolle, die aus einer Durchführungs- und einer Wirkungskontrolle bestehen sollte.
15. Grundlage der Erfolgskontrolle muss ein langfristig angelegtes, indikatorbasiertes Monitoring sein. Die Indikatoren sollten sich dabei einerseits auf die drei Säulen des Wildtiermanagements beziehen (Populationsentwicklung, Wildzustand, Wildeinfluss), andererseits auch Effektivität und Effizienz der Jagdausübung überwachen. Oft müssen weitere Komponenten (z. B. Besucherlenkung oder Verkehrsunfälle) berücksichtigt und im Monitoring überwacht werden.
16. Die Kontrolle – und letztlich auch Planung – des Rotwildabschusses über die Jagdstrecke sollte neben der Bestandesrückrechnung auch weitere Indikatoren berücksichtigen, z. B. den Anteil an Alttieren an der Gesamtstrecke, das Kalb-Alttier-Verhältnis, und das Geschlechterverhältnis insbesondere bei den Kälbern. Hierbei sollte auch evaluiert werden, welche Erlegungsarten und -zeiten lokal bzw. regional am effektivsten und effizientesten sind, und ob sie entsprechend genutzt werden.

2.4.5 Weitere Schritte für ein evidenzbasiertes Rotwildmanagement

Die oben gemachten Vorschläge umzusetzen wird in der Praxis sicherlich mit Herausforderungen einhergehen, dennoch sind sie grundsätzlich bereits jetzt durchführbar und werden mancherorts – zumindest in Teilen – auch schon durchgeführt. Anders sieht es mit weiteren Empfehlungen aus, die aus wissenschaftlicher Sicht zwar sinnvoll erscheinen, jedoch ohne eine entsprechende Dateninfrastruktur und zusätzlichen logistischen und finanziellen Einsatz nicht realisierbar sind. Somit besteht aus Sicht der Wissenschaft folgende Wunschliste, um ein noch stärker evidenzbasiertes Rotwildmanagement zu ermöglichen:

1. Die Abundanzen der Rotwildvorkommen sollten – so oft und regelmäßig wie möglich – mittels validierter, statistisch-quantitativer Methoden empirisch geschätzt werden, z. B. über Kamerafallendaten, Genetik oder Fernerkundung. Die Vorgehensweise bei Datenaufnahme und -analyse sollten dabei reproduzierbar beschrieben werden, und es sollten Angaben zur statistischen Präzision der Schätzungen gemacht werden (z. B. über Konfidenzintervalle).
2. Es sollte ein nationales genetisches Monitoring der Rotwildvorkommen durchgeführt werden, damit die Entwicklung von genetischer Vielfalt und Genfluss verfolgt werden kann. Solch ein Monitoring könnte anhand der Strecke regelmäßig, z. B. alle fünf bis zehn Jahre, durchgeführt werden und sollte auf mindestens 30 Individuen je Vorkommen basieren (Reiner et al. 2019). Bei sehr kleinen und räumlich stark isolierten Vorkommen ist solch ein Monitoring besonders wichtig und sollte dementsprechend in kürzeren Intervallen (z. B. jährlich) und über Beprobung möglichst aller erlegten Individuen stattfinden.
3. Jagdstreckendaten sollten vollständig unter den in Tab. 2.1 aufgelisteten Angaben räumlich-explizit erfasst werden, damit die Zusammenhänge zwischen Jagd(strecke) und Populationsentwicklung (Punkt 1) analysiert und Rückrechnungsmethoden validiert und verbessert werden können.
4. Auf Populationsebene sollte versucht werden, über die Abundanzschätzung, Genetik und Jagdstrecke wichtige Parameter in der Populationsdynamik empirisch zu ermitteln (Reproduktionsraten, alters- und geschlechtsabhängige Mortalitätsraten).
5. Es sollte eine nationale Rotwilddatenbank aufgebaut werden, in der die oben beschriebenen Daten gesammelt und der Wissenschaft zur Verfügung gestellt werden, damit durch weiterführende Auswertung der Daten zusätzliche Evidenzen für das Rotwildmanagement geschaffen werden können. In einer solchen Datenbank könnten zudem auch zusätzliche Daten und Informationen hinterlegt werden, die für die Interpretation der Daten wichtig sind, wie Hinweise auf das Störungsregime durch Tourismus, zu Änderungen in der Jagdausübung, zur Lebensraumkapazität oder zur Geschichte des Rotwildbestandes.

Zudem besteht weiterer Forschungsbedarf, z. B. über die Auswirkungen von zurückkehrenden Wölfen auf die Populationsentwicklung und das Verhalten von Rothirschen, oder zu den demografischen Auswirkungen von genetischer Inzucht in isolierten Rotwildvorkommen.

2.4.6 Zukünftige Herausforderungen und Chancen im Rotwildmanagement

In den letzten Jahren sind durch Trockenstress, Sturm- und Käferschäden große Freiflächen in deutschen Wäldern entstanden (BMLE 2021). Die Habitatverfügbarkeit für Rothirsche und andere Herbivoren wird hierdurch zunächst erhöht (Oeser et al. 2021), eine Bejagung oftmals erschwert, und eine Wiederbewaldung der Flächen durch Aufforstung oder natürliche Regeneration wird ohne ein effizientes Wildtiermanagement kaum möglich sein (BMLE 2011). Das Management von Rothirschen wird somit in den nächsten Jahren und Jahrzehnten weiter an Bedeutung und an Brisanz gewinnen. Wie in diesem Kapitel beschrieben sind diese neu entstandenen Freiflächen jedoch nicht nur Herausforderung, sondern können auch eine große Chance im Rothirschmanagement darstellen. Um diese Chance zu nutzen, muss es gelingen, Rothirsche gezielt auf solche Flächen zu lenken, auf denen sie aus forstwirtschaftlicher Sicht geduldet werden können, Flächen also, die auch mittel- oder langfristig relativ offen bleiben können. Hier muss man ihnen ausreichend Ruhe und Sicherheit bieten, wobei neben der Jagdausübung auch die Vermeidung von Störungen durch Erholungssuchende, Forstwirtschaft und andere Landnutzungsformen bedacht werden müssen. Gleichzeitig müssen Rothirsche durch lokal intensive Bejagung von solchen Flächen ferngehalten werden, auf denen die Wiederbewaldung möglichst rasch erfolgen soll.

2.4.7 Das Rotwildmanagement der Zukunft

Egal welche Ziele es verfolgt und welche Maßnahmen zum Erreichen dieser Ziele eingesetzt werden – das Rotwildmanagement der Zukunft sollte noch stärker als bisher von einer Erfolgskontrolle und einem darauf abzielenden Monitoring begleitet werden. Was für ein Datenschatz würde der Wissenschaft und dem Wildtiermanagement zur Verfügung stehen, wenn die Daten zu den erlegten Rothirschen und ihrer Bejagung zumindest stichprobenartig kontinuierlich erfasst und zugänglich gemacht würden? Hieran sollten eigentlich alle staatlichen und auch viele private Forstbetriebe ein berechtigtes Interesse haben, zumal sich die Jagdausübenden hierbei als Bürgerforschende (citizen scientists) erweisen und einen wichtigen Beitrag hin zu einem wirklich evidenzbasierten Rotwildmanagement leisten könnten. Man darf gespannt sein, ob wissenschaftliche Fakten und Methoden im Rotwildmanagement in der Zukunft weiterhin und zunehmend berücksichtigt werden oder ob die Art – wie schon in der Vergangenheit – zum Spielball politischer, ökonomischer und ideologischer Interessen wird.

Literatur

Ammer C, Vor T, Knoke T, Wagner S (2010) Der Wald-Wild-Konflikt. Analyse und Lösungsansätze vor dem Hintergrund rechtlicher, ökologischer und ökonomischer Zusammenhänge. Universitätsverlag Göttingen, Göttingen

Arnold W (2003) Der verborgene Winterschlaf des Rothirsches. Wildbiologie – Physiologie 9(3):1–11

Arnold W, Beiglbock C, Burmester M, Guschlbauer M, Lengauer A, Schroder B, Wilkens M, Breves G (2015) Contrary seasonal changes of rates of nutrient uptake, organ mass, and voluntary food intake in red deer (Cervus elaphus). Am J Physiol Regul Integr Comp Physiol 309(3):R277–R285

Bauling S, Rühe F, Saborowski J (2013a) Schätzung der Rotwilddichte (Cervus elaphus L.) im Solling mit der Age-at-Harvest-Methode. Forstarchiv 84:13–23

Bauling S, Saborowski J, Rühe F (2013b) Das Rotwild (Cervus elaphus L.) im Solling: Dynamik, Produktivität, Mortalität und Struktur von 1981 bis 1991. Forstarchiv 84:131–143

BMLE (2011) Waldstrategie 2020. Nachhaltige Waldbewirtschaftung – eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Bonn

BMLE (2021) Waldbericht der Bundesregierung 2021. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Bonn

BMU (2012) Bundesprogramm Wiedervernetzung. Grundlagen – Aktionsfelder – Zusammenarbeit. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin

Bobrowski M, Gillich B, Stolter C (2020) Nothing else matters? Food as a driving factor of habitat use by red and roe deer in winter? Wildl Biol 2020(4):1–9

Bödeker K, Ammer C, Knoke T, Heurich M (2021) Determining statistically robust changes in ungulate browsing pressure as a basis for adaptive wildlife management. Forests 12:1030

Bonenfant C, Gaillard J-M, Klein F, Loison A (2002) Sex- and age-dependent effects of population density on life history traits of Red deer (Cervus elaphus) in a temperate forest. Ecography 25(4):446–458

Bützler W (2001) Rotwild. Biologie, Verhalten, Umwelt, Bejagung. BLV, München

Castillo-Huitron NM, Naranjo EJ, Santos-Fita D, Estrada-Lugo E (2020) The importance of human emotions for wildlife conservation. Front Psychol 11:1277

Chassagneux A, Calenge C, Siat V, Mortz P, Baubet E, Saïd S (2019) Proximity to the risk and landscape features modulate female red deer movement patterns over several days after drive hunts. Wildl Biol 2019(1):1–10

Chassagneux A, Calenge C, Marchand P, Richard E, Guillaumat E, Baubet E, Said S (2020) Should I stay or should I go? Determinants of immediate and delayed movement responses of female red deer (Cervus elaphus) to drive hunts. PLoS One 15(3):e0228865

Ciuti S, Muhly TB, Paton DG, McDevitt AD, Musiani M, Boyce MS (2012) Human selection of elk behavioural traits in a landscape of fear. Proc Biol Sci 279(1746):4407–4416

Clutton-Brock TH, Guinness FE, Albon SD (1982) Red deer. Behavior and ecology of two sexes. University of Chicago Press, Chicago

Clutton-Brock TH, Albon SD, Guinness FE (1984) Maternal dominance, breeding success and birth sex ratios in red deer. Nature 308:358–360

Clutton-Brock TH, Major M, Guinness FE (1985) Population regulation in male and female red deer. J Anim Ecol 54:831–846

Clutton-Brock TH, Coulson TN, Milner-Gulland EJ, Thomson D, Armstrong HM (2002) Sex differences in emigration and mortality affects optimal management of deer populations. Nature 415:633–637

Coppes J, Burghardt F, Hagen R, Suchant R, Braunisch V (2017) Human recreation affects spatio-temporal habitat use patterns in red deer (Cervus elaphus). PLoS One 12(5):e0175134

Corlatti L, Gugiatti A, Pedrotti L (2016) Spring spotlight counts provide reliable indices to track changes in population size of mountain-dwelling red deer Cervus elaphus. Wildl Biol 22(6):268–276
Cromsigt JPGM, Kuijper DPJ, Adam M, Beschta RL, Churski M, Eycott A, Kerley GIH, Mysterud A, Schmidt K, West K, Frair J (2013) Hunting for fear: innovating management of human-wildlife conflicts. J Appl Ecol 50(3):544–549
Deutz A, Schawalder F-J (2018) „Fesselblick“ und Gesäuge. Schweiz Jäger 9:46–48
Deutz A, Bretis H, Völk F (2015) Rotwildreduktion – aber wie? Leopold-Stöcker, Graz
DJV (2021) DJV-Handbuch 2021. Deutscher Jagdverband, Berlin
Donini V, Corlatti L, Pedrotti L (2021) Tracking red deer population size using deterministic cohort analysis. Mamm Biol 101(5):675–680
Ebert C, Sandrini J, Welter B, Thiele B, Hohmann U (2021) Estimating red deer (Cervus elaphus) population size based on non-invasive genetic sampling. Eur J Wildl Res 67(2):27
Edelhoff H, Zachos FE, Fickel J, Epps CW, Balkenhol N (2020) Genetic analysis of red deer (Cervus elaphus) administrative management units in a human-dominated landscape. Conserv Genet 21(2):261–276
Fiderer C, Storch I, Heurich M (2021) Schalenwildmonitoring in Nationalparken in Deutschland. AFZ Wald 21:12–16
Franke U, Goll B, Hohmann U, Heurich M (2012) Aerial ungulate surveys with a combination of infrared and high–resolution natural colour images. Anim Biodivers Conserv 35(2):285–293
Frankham R, Ballou JD, Ralls K, Eldridge M, Dudash MR, Fenster CB, Lacy RC, Sunnucks P (2017) Genetic management of fragmented animal and plant populations. Oxford University Press, Oxford
Franklin IR (1980) Evolutionary change in small populations. In: Soule ME, Wilcox BA (Hrsg) Conservation biology: an evolutionaryecological perspective. Sinauer Associates, Sunderland, S 135–140
Frerker K, Sonnier G, Waller DM (2013) Browsing rates and ratios provide reliable indices of ungulate impacts on forest plant communities. For Ecol Manag 291:55–64
Garel M, Gaillard J-M, Chevrier T, Michallet J, Delorme D, van Laere G (2010) Testing reliability of body size measurements using hind foot length in roe deer. J Wildl Manag 74(6):1382–1386
Gärtner S (2017) Die Abschussplanung nach Geschlecht und Altersklassen beim Rotwild – Vision und Wirklichkeit. Beitr Jagd Wildforsch 42:87–92
Gaynor KM, Brown JS, Middleton AD, Power ME, Brashares JS (2019) Landscapes of fear: spatial patterns of risk perception and response. Trends Ecol Evol 34(4):355–368
Gaynor KM, Cherry MJ, Gilbert SL, Kohl MT, Larson CL, Newsome TM, Prugh LR, Suraci JP, Young JK, Smith JA (2020) An applied ecology of fear framework: linking theory to conservation practice. Anim Conserv 24(3):308–321
Gräber R (2020) Wieviel ist viel? Methoden und Ergebnisse moderner Schalenwilderfassung. In: Kinser A, Freiherr von Münchhausen H (Hrsg) Der Rothirsch in der Überzahl. Wege zu einer tierschutzgerechten Rotwildreduktion.: Tagungsband des 9. Rotwildsymposiums. Deutsche Wildtier Stiftung, S 38–49
Hagen R, Haydn A, Suchant R (2018) Estimating red deer (Cervus elaphus) population size in the Southern Black Forest: the role of hunting in population control. Eur J Wildl Res 64(4):2
Haydn A, Thoma S, Suchant R (2018) Räumliche Konzeptionen im Wildtiermanagement. AFZ Wald 21:47–50
Herbst C, Kinser A, Freiherr von Münchhausen H (2016) ÖkoArtCervus. Eine Literaturrecherche zu den ökologischen Wirkungen von Rotwild und anderen wildlebenden Huftieren. Deutsche Wildtierstiftung,
Herrmann M, Enssle J, Süsser M, Krüger J-A (2007) Der NABU-Bundeswildwegeplan. Report, Berlin
Hofer U (2016) Evidenzbasierter Artenschutz. Begriffe, Konzepte, Methoden. Haupt, Bern
Hoffmann GS, Johannesen J, Griebeler EM (2016) Population dynamics of a natural red deer population over 200 years detected via substantial changes of genetic variation. Ecol Evol 6(10):3146–3153

Hohmann U (2013) Wie erobert Rotwild neue Lebensräume? AFZ Wald 6:20–21
Jarnemo A, Wikenros C (2013) Movement pattern of red deer during drive hunts in Sweden. Eur J Wildl Res 60(1):77–84
Jesmer BR, Merkle JA, Goheen JR, Aikens EO, Beck JL, Courtemanch AB, Hurley MA, McWhirter DE, Miyasaki HM, Monteith KL, Kauffman MJ (2018) Is ungulate migration culturally transmitted? Evidence of social learning from translocated animals. Science 361:1023–1025
Kinser A, Koop K, Freiherr von Münchhausen H (2010) Die Rotwildverbreitung in Deutschland. AFZ Wald 5:32–34
Kinser A, Kirchhoff E-GJ, Freiherr von Münchhausen H (2012). Hegegemeinschaften in Deutschland – Geschichte, rechtlicher Rahmen und Positionen der Akteure. Report, Hamburg
Kinser A, Wölfing B, Freiherr von Münchhausen H, Gräber R, Siebert U (2020) Abschussstruktur für Reduktionsprojekte beim Rotwild. AFZ Wald 9:34–37
Laguna E, Carpio AJ, Vicente J, Barasona JA, Triguero-Ocana R, Jimenez-Ruiz S, Gomez-Manzaneque A, Acevedo P (2021) The spatial ecology of red deer under different land use and management scenarios: protected areas, mixed farms and fenced hunting estates. Sci Total Environ 786:147124
Lang J, Huckschlag D, Simon O (2016) Möglichkeiten und Grenzen der Wildbestandsschätzung für Rotwild mittels retrospektiver Kohortenanalyse am Beispiel des Rotwildgebietes „Pfälzerwald". Beitr Jagd Wildforsch 41:351–360
Laundré JW, Hernández L, Ripple WJ (2010) The landscape of fear: ecological implications of being afraid. Open Ecol J 3:1–7
Loe LE, Mysterud A, Veiberg V, Langvatn R (2009) Negative density-dependent emigration of males in an increasing red deer population. Proc Biol Sci 276(1667):2581–2587
Lone K, Loe LE, Meisingset EL, Stamnes I, Mysterud A (2015) An adaptive behavioural response to hunting: surviving male red deer shift habitat at the onset of the hunting season. Anim Behav 102:127–138
Martínez M, Rodríguez-Vigal C, Jones RO, Coulson T, Miguel AS (2005) Different hunting strategies select for different weights in red deer. Biol Lett 1(3):353–356
Meißner M, Reinecke H, Herzog S (2013) Vom Wald ins Offenland. Der Rothirsch auf dem Truppenübungsplatz Grafenwöhr. Frank Fornacon, Ahnatal
Meyer J (2004) Felxible primäre Geschlechterverhältnisse – Bedeutung, Beispiele und Mechanismen – ein Überblick. Beitr Jagd Wildforsch 29:351–360
Meyer P (1979) Brachygnathia inferior bei einem Rothirsch (Cervus elaphus L.). Z Jagdwiss 25:182–185
Milner JM, Bonenfant C, Mysterud A, Gaillard J-M, CsÁNyi S, Stenseth NC (2006) Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. J Appl Ecol 43(4):721–734
Milner JM, Bonenfant C, Mysterud A (2010) Hunting Bambi – evaluating the basis for selective harvesting of juveniles. Eur J Wildl Res 57(3):565–574
Morellet N, Champely S, Gaillard J-M, Ballon P, Boscardin Y (2001) The browsing index: new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. Wildl Soc Bull 29(4):1243–1252
Morellet N, Gaillard J-m, Hewison AJM, Ballon P, Boscardin Y, Duncan P, Klein F, Maillard D (2007) Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. J Appl Ecol 44(3):634–643
Müller H (2017) Schmaltiermethode zur Ermittlung des Mindest-Wildbestandes bei Rotwild. Beitr Jagd Wildforsch 42:93–111
Müller M, Müller T, Möhring A (2012) Grundlagen für die Neuausgestaltung von Jagd- und Erlegungszeiten beim Schalenwild in Wäldern. AFZ Wald 14:34–37
Mysterud A, Yoccoz NG, Stenseth NC, Langvatn R (2001) Effects of age, sex and density on body weight of Norwegian red deer: evidence of density-dependent senescence. Proc Biol Sci 268(1470):911–919
Oeser J, Heurich M, Senf C, Pflugmacher D, Kuemmerle T (2021) Satellite-based habitat monitoring reveals long-term dynamics of deer habitat in response to forest disturbances. Ecol Appl 31(3):e2269

Raab C, Riesch F, Tonn B, Barrett B, Meißner M, Balkenhol N, Isselstein J, He K, Wegmann M (2020) Target-oriented habitat and wildlife management: estimating forage quantity and quality of semi-natural grasslands with Sentinel-1 and Sentinel-2 data. Remote Sens Ecol Conserv 6(3):381–398

Radler K, Reulecke K (1979) Die Gewichtsentwicklung bei Kiilbern und einjährigem Rotwild im Westharz und ihr Zusammenhang mit der Wilddichte. Z Jagdwiss 25:139–150

Reed DH, Bryant EH (2000) Experimental tests of minimum viable population size. Anim Conserv 3:7–14

Reimoser F, Hackländer K (2016) Wildökologische Raumplanung – Chancen und Grenzen. OÖ Jäger Juni, 43–50

Reimoser F, Reimoser S (2016) Long-term trends of hunting bags and wildlife populations in Central Europe. Beitr Jagd Wildforsch 41:29–43

Reiner G, Willems H (2021) Genetische Isolation, Inzuchtgrade und Inzuchtdepression in den hessischen Rotwildgeieten. Beitr Jagd Wildforsch 46:161–184

Reiner G, Lang M, Willems H (2019) Impact of different panels of microsatellite loci, different numbers of loci, sample sizes, and gender ratios on population genetic results in red deer. Eur J Wildl Res 65(25)

Reiner G, Klein C, Lang M, Willems H (2021) Human-driven genetic differentiation in a managed red deer population. Eur J Wildl Res 67(2)

Richter L, Balkenhol N, Raab C, Reinecke H, Meißner M, Herzog S, Isselstein J, Signer J (2020) So close and yet so different: the importance of considering temporal dynamics to understand habitat selection. Basic Appl Ecol 43:99–109

Riesch F, Tonn B, Meißner M, Balkenhol N, Isselstein J, Smith A (2019) Grazing by wild red deer: management options for the conservation of semi-natural open habitats. J Appl Ecol 56(6):1311–1321

Riesch F, Tonn B, Stroh HG, Meißner M, Balkenhol N, Isselstein J, Vandvik V (2020) Grazing by wild red deer maintains characteristic vegetation of semi-natural open habitats: evidence from a three-year exclusion experiment. Appl Veg Sci 23(4):522–538

Sih A, Bell A, Johnson JC (2004) Behavioral syndromes: an ecological and evolutionary overview. Trends Ecol Evol 19:372–378

Simon O, Ebert C, Kinser A (2021) Zum Risiko von Kälberwaisen bei Bewegungsjagden auf Rotwild – Konsequenzen für den Muttertierschutz. Report, Hamburg

Stöcker B (2014) Rotwildmanagement im Spiegel des Wertewandels der letzten hundert Jahre. Beitr Jagd Wildforsch 39:51–58

Suchant R (2015) Wald, Wildtiere, Menschen – Herausforderungen und Lösungen. AFZ Wald 6:22–25

Suchant R, Burghardt F, Calabrò S (2012) FVA-Verfahren (Monetäre Bewertung von Wildverbiss in Naturverjüngungen). Beurteilung von Wildverbiss in Naturverjüngungen. Ministerium für ländlichen Raum, Ernährung und Verbraucherschutz, Baden-Württemberg, S 52–73

Sunde P, Olesen CR, Madsen TL, Haugaard L (2009) Behavioural responses of GPS-collared female red deer Cervus elaphus to driven hunts. Wildl Biol 15(4):454–460

Suter W (2017) Ökologie der Wirbeltiere. Vögel und Säugetiere. Haupt, Bern

Suter W, Zweifel-Schielly B, Moser B, Fankhauser R, Kreuzer M (2005) Nahrungswahl und Raumnutzung der Huftiere – ein eng verflochtenes System. Forum für Wissen, 31–39

Thurfjell H, Ciuti S, Boyce MS (2017) Learning from the mistakes of others: how female elk (Cervus elaphus) adjust behaviour with age to avoid hunters. PLoS One 12(6):e0178082

Trisl O, Akça A (1998) Entwicklung eines optimalen Stichprobenkonzepts zur langfristigen Beobachtung der Schälschadensentwicklung. Forstarchiv 4:150–157

Vetter SG, Arnold W (2018) Effects of population structure and density on calf sex ratio in red deer (Cervus elaphus) – implications for management. Eur J Wildl Res 64(3):30

Westekemper K (2022) Impacts of landscape fragmentation on red deer (Cervus elaphus) and European wildcat (Felis silvestris silvestris): a nation-wide landscape genetic analysis. Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen

Westekemper K, Reinecke H, Signer J, Meißner M, Herzog S, Balkenhol N (2018) Stay on trails – effects of human recreation on the spatiotemporal behavior of red deer Cervus elaphus in a German national park. Wildl Biol 2018(1):1–9

Willems H, Welte J, Hecht W, Reiner G (2016) Temporal variation of the genetic diversity of a German red deer population between 1960 and 2012. Eur J Wildl Res 62(3):277–284

Witmer GW (2005) Wildlife population monitoring: some practical considerations. Wildl Res 32:259–263

Wolf M, Weissing FJ (2012) Animal personalities: consequences for ecology and evolution. Trends Ecol Evol 27(8):452–461

Wölfl H (2003) Vorbemerkungen und Einleitung. In: Wölfl H (Hrsg) Bewegungsjagden. Planung, Auswertung, Hundewesen. Leopold-Stöcker, Graz, S 11–27

Zachos FE, Hartl GB (2011) Phylogeography, population genetics and conservation of the European red deer Cervus elaphus. Mammal Rev 41(2):138–150

Zachos FE, Althoff C, Steynitz Y, Eckert I, Hartl GB (2006) Genetic analysis of an isolated red deer (Cervus elaphus) population showing signs of inbreeding depression. Eur J Wildl Res 53(1):61–67

Zeiler H (2014) Herausforderung Rotwild. Österreichischer Jagd- und Fischerei-Verlag, Wien

Evidenzbasiertes Feldhasenmanagement

3

Evidence-base management of European hares

Klaus Hackländer

Inhaltsverzeichnis

3.1 Einleitung

Ursprünglich in Steppenhabitaten, Waldsteppen und Freiflächen in der Waldzone beheimatet, folgte der Feldhase (*Lepus europaeus*) dem Menschen auf seiner Ausbreitung während der neolithischen Revolution von Südosteuropa nach Norden und Westen, wo die Siedler die Landschaft für die Landwirtschaft öffneten (Huber 1973; Lado et al. 2018). Bis zum Spätmittelalter waren Feldhasen in Europa immer noch selten (Huber 1973). Der deutliche Anstieg der Feldhasenpopulation begann erst im 18. und 19. Jahrhundert mit der Zunahme der landwirtschaftlichen Nutzung, z. B. durch Entwässerung von Sümpfen und Flurbereinigungen (Huber 1973).

Heutzutage ist der Feldhase in Europa weit verbreitet und wird in der globalen Roten Liste als „nicht bedroht" eingestuft (Hackländer und Schai-Braun 2019).

K. Hackländer (✉)
Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Wien, Österreich

Deutsche Wildtier Stiftung, Hamburg, Deutschland
E-Mail: klaus.hacklaender@boku.ac.at

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_3

Allerdings gingen insbesondere die europäischen Feldhasenbestände in den letzten Jahrzehnten dramatisch zurück (Smith et al. 2005a), weshalb der Feldhase in mehreren europäischen Ländern (z. B. Österreich, Deutschland, Norwegen, Schweiz) als „potenziell bedroht" oder gar „gefährdet" gilt (Reichlin et al. 2006). Vor diesem Hintergrund stellen sich Fragen des Feldhasenmanagements einerseits nach den Rückgangsursachen und andererseits nach den notwendigen Managementmaßnahmen zur Verhinderung eines weiteren Rückgangs. In diesem Kapitel sollen ökologische Zusammenhänge zur Biologie des Feldhasen beleuchtet werden, um anschließend nachvollziehbare Managementempfehlungen zu begründen. Befassen wir uns also zunächst mit den Ansprüchen der Feldhasen an ihren Lebensraum und damit, welche Faktoren über die Populationsdynamik des Feldhasen bestimmen.

3.2 Welche Faktoren beeinflussen die Hasendichte?

Die Zuwachsrate bei Feldhasen hängt hauptsächlich von der Überlebensrate der Junghasen ab und nicht von der Fortpflanzungsleistung der Häsinnen (Hackländer et al. 2001). Häsinnen bringen im Durchschnitt jährlich 10 Jungtiere zur Welt (Flux 1981), in guten Jahren oder Gebieten auch 13 (Schai-Braun et al. 2020). Junghasen werden zwischen Januar und September geboren, die meisten jedoch zwischen März und August (Raczyński 1964). Innerhalb eines Jahres vermehren sich zwischen 85 und 100 % der erwachsenen Weibchen (Schai-Braun et al. 2019). Die Reproduktionsleistung der Feldhasen ist also sprichwörtlich hoch. Doch nur wenige Junghasen schaffen es bis zum folgenden Jahr.

Junghasen sind bei der Geburt relativ weit entwickelt, mit offenen Augen und Ohren und Fell (zur Tarnung), und werden daher als Laufjunge bezeichnet. Diese Strategie steht im Zusammenhang mit der Tatsache, dass Feldhasen ganzjährig oberirdisch leben. Die Geburt erfolgt in einer flachen, von der Mutter gescharrten Mulde. Diese als Sasse bezeichnete Stelle befindet sich oft an einem geschützten und trockenen Ort. Normalerweise besuchen die Mütter ihre Jungen nur einmal täglich kurz nach Sonnenuntergang für zwei bis sechs Minuten zum Säugen (Broekhuizen und Maaskamp 1976). Weibchen liefern in optimalen Lebensräumen eine fettreiche Milch (mindestens 20 %, Hackländer et al. 2002).

Die Überlebensraten bei Junghasen sind sehr niedrig. Bis zum Herbst beträgt die Mortalität bis zu 95 % (Schai-Braun et al. 2020). Gründe für die niedrige Überlebensrate bei Junghasen sind überwiegend widriges Wetter, Prädatoren und landwirtschaftliche Aktivitäten. Ungünstige Witterungsbedingungen, insbesondere niedrige Temperaturen und hohe Niederschläge im späten Frühjahr und Frühsommer erhöhen die Sterblichkeit (Hackländer et al. 2001; Karp und Gehr 2000), da Junghasen nicht von ihrer Mutter gewärmt werden. Abgesehen davon ist die Überlebensrate der Junghasen auch in Jahren mit Sommerdürren geringer (Bresiński und Chlewski 1976), da die Weibchen aufgrund des Nahrungsmangels möglicherweise nicht in der Lage sind, genügend Milch zu produzieren. Dementsprechend führt ungünstige Witterung zu niedrigen Zuwachsraten und Jagdstrecken (Eiberle und Matter 1982; Rödel und Dekker 2012). Zu den weiteren Sterblichkeitsursachen zählen auch

landwirtschaftliche Tätigkeiten wie das Mähen von Wiesen, der Einsatz von Strieglern auf Getreidefeldern usw. (z. B. Kałuziński und Pielowski 1976; Kittler 1979; Durdík 1981) sowie der Straßenverkehr (z. B. Reichholf 1981; Heigl et al. 2016).

Im Allgemeinen ist ein komplexes Zusammenspiel zahlreicher Faktoren für den Zuwachs und die Abundanz von Feldhasen verantwortlich, nämlich Landschaftsheterogenität, Landnutzung (landwirtschaftliche Aktivitäten), Bodentyp, Klima (bzw. Wetter), Krankheiten und Prädation (Smith et al. 2005a). Metaanalysen, die versuchten, die einzelnen Mortalitätsfaktoren zu gewichten, kamen zu unterschiedlichen Ergebnissen. In vielen Studien waren jedoch Landnutzungspraktiken wichtiger als Wetter und Krankheiten (z. B. Eiberle und Matter 1982; Frölich et al. 2003; Smith et al. 2005a; Weber et al. 2019). Ungünstiges Wetter in Verbindung mit hoher Luftfeuchtigkeit und kalten Temperaturen könnte den Anteil kranker Hasen erhöhen und es Prädatoren ermöglichen, leichtere Beute in Hasen zu finden. Der Hauptprädator für Feldhasen in Mitteleuropa ist der Rotfuchs (*Vulpes vulpes*). Im Allgemeinen korreliert die Rotfuchsdichte negativ mit der Populationszunahme bzw. der Dichte der Feldhasen (Pegel 1986; Ahrens 1996; Frölich et al. 2003).

3.3 Ansprüche der Feldhasen an ihren Lebensraum

Feldhasen sind heute überwiegend in Acker- und Grünland, aber auch in lichten Wäldern, Mooren, Heide- oder Salzwiesen anzutreffen. Abgesehen davon bewohnen sie auch Parks und Flugplätze. Hasen vertragen also auch anthropogene Strukturen und sind daher auch in Städten zu finden (z. B. Köhler 2008; Mayer und Sunde 2020b). Feldhasen leben vom Meeresspiegel bis auf 2800 m Seehöhe (Huber 1973). Tiefe und lose Schneedecken (Sokolov et al. 2009), Weiden mit Vieh (Lundström-Gilliéron und Schlaepfer 2003; Lush et al. 2014) und die Nähe von Straßen (Roedenbeck und Voser 2008) werden jedoch gemieden.

Auf landwirtschaftlichen Flächen finden sich flächendeckend die höchsten Dichten, wobei Feldhasen Ackerland den Wiesen oder Weiden bevorzugen (McLaren et al. 1997; Vaughan et al. 2003). Hasen präferieren strukturreiche Gebiete, die das ganze Jahr über Nahrung und Deckung bieten (Pavliska et al. 2018). Nachts wird offenes Gelände mit niedriger und lückiger Vegetation für die Nahrungsaufnahme bevorzugt; die eine gute Übersicht und Durchdringbarkeit ermöglichen (Bresiński 1976, 1983). Tagsüber sind geschütztere Bereiche notwendig (Neumann et al. 2011; Schai-Braun und Hackländer 2014). Dichtes Dickicht von Bäumen und Sträuchern wird nachts gemieden, ist aber tagsüber im Randbereich ein gern genutzter Ort für Feldhasen (Abb. 3.1), insbesondere in ausgeräumten Ackerbaugebieten ohne Deckung, und dann vor allem im Winter (Pielowski 1966; Bresiński und Chlewski 1976; Matuszewski 1981).

Dementsprechend werden in Ackerbaugebieten nicht bewirtschaftete Strukturen wie Hecken (Tapper und Barnes 1986; Pépin und Angibault 2007; Cardarelli et al. 2011) und Brachland (Smith et al. 2004; Cardarelli et al. 2011; Schai-Braun et al. 2013) tagsüber als Unterschlupf bevorzugt genutzt. Gleiches gilt für Feldränder, an denen sich sowohl Junghasen (Voigt und Siebert 2019) gerne aufhalten, aber auch



Abb. 3.1 Gehölzstreifen mit dichtem Unterwuchs sind in der ausgeräumten Agrarfläche insbesondere im Winter bei Feldhasen beliebte Orte für den Tageseinstand. Ihre Sassen befinden sich zumeist am Heckenrand. (Quelle: Klaus Hackländer)
Fig. 3.1 Wooded strips with dense undergrowth are popular places for hares to rest during the day in cleared agricultural areas, especially in winter. Their forms are usually located at the edge of the hedge. (Source: Klaus Hackländer)

Adulte bevorzugt ihre Sasse anlegen (Lewandowski und Nowakowski 1993; Schai-Braun und Hackländer 2014).

Der Feldhase ernährt sich von einer breiten Palette an Kulturpflanzen, Kräutern und Gräsern (vorwiegend Poaceae). Unter den Kräutern werden insbesondere Arten der Fabaceae, Asteraceae, Brassicaceae und Plantaginaceae genutzt (Brüll 1976; Homolka 1982, 1987; Chapuis 1990; Jennings et al. 2006; Reichlin et al. 2006). Im Winter ernähren sich Feldhasen auch von Samen, Knospen, Zweigen, Rinde und anderen verholzenden Pflanzenteilen (Frylestam 1986; Rödel et al. 2004; Sokolov et al. 2009), insbesondere wenn die Bodenvegetation mit Schnee bedeckt ist. Feldhasen können auch zur Samenverbreitung beitragen (Stiegler et al. 2021). Über die genutzten Pflanzenarten wurde sehr viel publiziert, und nicht selten wurden die Begriffe Nutzung und Selektion oder Präferenz synonym verwendet. Daher sind diese Publikationen mit Vorsicht zu genießen, schließlich hängen Nutzung und Selektion von der Pflanzenverfügbarkeit ab, die je nach Untersuchungsgebiet variiert.

Obwohl das Nahrungsspektrum in einem Gebiet mehrere 100 Pflanzenarten umfassen kann, sind die bevorzugten Pflanzen jedoch sehr wenige. Daher wurde der Feldhase als wählerischer Pflanzenfresser beschrieben (Schai-Braun et al. 2015): Von den 349 Pflanzentaxa, die in einem Untersuchungsgebiet in Ostösterreich identifiziert wurden, verwendeten Hasen 47 Taxa und nur 10 wurden positiv selektiert. Die Nahrungswahl wird unter anderem durch den Energiegehalt, d. h. den Rohfett- und Rohproteingehalt, bestimmt, während Rohfaser gemieden wird (Smith et al. 2005b; Schai-Braun et al. 2015). Während der durchschnittliche Rohfettgehalt von Nahrungspflanzen für pflanzenfressende Säugetiere bei etwa 3,5 % liegt, kann der Darm eines Hasen mehr als 30 % Fett enthalten (Popescu et al. 2011). Nahrungsfett

ist für Hasen in zweierlei Hinsicht wichtig. Erstens, weil die Reproduktionsleistung von Weibchen mit Zugang zu fettreicher Nahrung höher ist (Hackländer et al. 2002), da Junghasen somit Zugang zu fettreicher Milch haben (mindestens 20 %, Broekhuizen und Maaskamp 1976; Kučera 1991; Hackländer et al. 2002). Zweitens dient Fett als Wasserquelle, wenn Fett verstoffwechselt wird. Daher ist bei einem aus Steppenhabitaten stammenden Säugetier eine positive Selektion auf fetthaltige Pflanzenteile zu erwarten (Kronfeld und Shkolnik 1996). Dementsprechend wird der Wasserbedarf in der Regel durch die Nahrungsaufnahme und -verdauung gedeckt (Kummer 1970); eine direkte Wasseraufnahme oder die Aufnahme von Schnee ist jedoch möglich (Sokolov et al. 2009).

3.4 Und wie viel Platz braucht ein Feldhase?

Feldhasen sind nicht territorial, auch wenn sie in ihrem Streifgebiet Duftmarken hinterlegen. Die Größe des Streifgebietes hängt von der Heterogenität des Lebensraums, der durchschnittlichen Schlaggröße, der Hasendichte, der Jahreszeit, dem Geschlecht und natürlich der verwendeten Untersuchungsmethode ab (z. B. VHF vs. GPS-Telemetrie, Methode der Aktionsraumberechnung (z. B. MCP vs. Kernel), Dauer des Beobachtungszeitraums, Stichprobengröße; s. Marboutin 1997; Schai-Braun und Hackländer 2014).

Gelegentlich können die tagsüber genutzten Sassen und die nächtlichen Äsungsplätze mehrere hundert Meter voneinander entfernt sein, z. B. wenn Futterstellen keinen Schutz bieten und ein nahegelegener Wald tagsüber als Rückzugsgebiet genutzt wird. Die Größe der Streifgebiete hängt somit von der Distanz zwischen Sasse (tagsüber) und Nahrungsplätzen (nachts) ab. In Gebieten mit großen Schlägen und geringer Kulturartenvielfalt kann die Jahresstreifgebietsgröße 330 ha überschreiten (Pielowski 1972). Bei hoher Habitatheterogenität sind die Streifgebiete eher wenige Hektar groß (Lewandowski und Nowakowski 1993; Kunst et al. 2001; Schai-Braun und Hackländer 2014; Ullmann et al. 2018).

Das Raumnutzungsverhalten der Feldhasen ist recht flexibel und wird von der Lebensraumqualität (Futterverfügbarkeit, Deckung, Paarungspartner, Prädationsdruck) beeinflusst. Folglich sind die dokumentierten Streifgebiete größer, wenn Hasen über einen längeren Zeitraum beobachtet werden und sich die Lebensräume im Laufe des Jahres ändern (insbesondere im Ackerland). Hasen bewegen während der Getreideernteperioden schnell das Zentrum ihres Lebensraums (Marboutin und Aebischer 1996; Ullmann et al. 2020, aber vgl. Reitz und Leonard 1994), jedoch nur in Landschaften mit geringer Heterogenität (Schai-Braun et al. 2014). Einige Studien zeigten eine hohe Standorttreue von Hasen (z. B. Broekhuizen und Maaskamp 1982; Hewson und Taylor 1968; Bray et al. 2007), die jedoch nur in optimalen Habitaten mit hoher Heterogenität und geringer Störung zu finden ist (Avril et al. 2012).

Störungen durch landwirtschaftliche Aktivitäten (Ullmann et al. 2020), Jagd (Avril et al. 2014), Naturereignisse wie Überschwemmungen (Schrama et al. 2015) oder harte Winterbedingungen können zu Abwanderungen führen (Sokolov et al.

2009). Nahrungsknappheit im Winter kann sogar zu Massenwanderungen von mehreren Tausend Individuen führen (Fortunatow s. a. und Neschenzew s. a. in Angermann 1972).

3.5 Hasen als begehrte Beute

Feldhasen haben etliche Fressfeinde. Das Spektrum der Prädatoren reicht von kleinen Musteliden wie dem Mauswiesel (*Mustela nivalis*) bis hin zu Wölfen (*Canis lupus*) und von kleinen Greifvögeln und Rabenvögeln bis hin zu Uhus (*Bubo bubo*) (Pielowski 1993; Hell und Soviš 1997). Hauptprädator ist jedoch wie erwähnt der Rotfuchs. In Polen bildeten Hasen 12–46 % der Rotfuchsnahrung (Pielowski 1976b; Goszczyński und Wasilewski 1992), hauptsächlich abhängig von der jährlichen Variation der Verfügbarkeit alternativer Beutetiere (z. B. Wühlmäuse). In Gebieten mit hoher Prädatorenabundanz und/oder einem Mangel an schützender Vegetation ist das Überleben der Junghasen deutlich geringer (Reynolds und Tapper 1995; Schmidt et al. 2004). Die Überlebensrate bei erwachsenen Hasen wird durch Prädation weniger beeinflusst, außer bei Individuen in schlechter Kondition (Severtsov et al. 2017).

Prädatoren wie der Rotfuchs können auch indirekte Auswirkungen auf Feldhasen haben, indem sie deren Lebensraumnutzung beeinflussen. Hasen nutzen Randhabitate mehr, wenn Rotfüchse vorhanden sind (Weterings et al. 2019), äsen eher an Orten mit geringerer Nahrungsqualität (Weterings et al. 2018) und sind wachsamer und fressen weniger (Mayer et al. 2020b). Das Leben in Gruppen reduziert das Prädationsrisiko bei Hasen, und gleichzeitig bleibt in Gruppen mehr Zeit zum Fressen, da nicht alle gleichzeitig wachsam sein müssen (Broekhuizen und Maaskamp 1982; Marboutin und Aebischer 1996). Dies erklärt auch, warum Hasen nach Möglichkeit in Gruppen auf Nahrungssuche sind (Broekhuizen and Maaskamp 1982; Marboutin and Péroux 1999). Einzelne Hasen reduzieren die Aktivität in hellen Mondnächten, da Füchse dann aktiver sind (Viviano et al. 2021).

3.6 Krankheiten: von Ökologen oft unterschätzt!

Für Hasen wurden zahlreiche Krankheiten beschrieben (Übersicht z. B. Boch und Schneidawind 1988; Frölich et al. 2001; Sokolov et al. 2009), viele davon mit schwerwiegenden Auswirkungen auf die Populationsdynamik. Die Krankheitsprävalenz schwankt zwischen den Jahren und unterscheidet sich zwischen Untersuchungsgebieten, Altersklassen und Geschlechtern (Rieck 1956; Lamarque et al. 1996), teilweise erklärt durch Dichte- und Witterungseinflüsse. Parasitenbefall kann einen epidemischen Status erreichen und in wenigen Jahren zu großen Verlusten bei Feldhasenpopulationen führen.

In den letzten Jahrzehnten führten neu auftretende Viruserkrankungen durch einen Calicivirus der Gattung Lagovirus zu starken Rückgängen der Hasenpopulationen (Salvioli et al. 2017). Die erste Calicivirus-Infektion bei Feldhasen wurde in den frühen 1980er-Jahren beschrieben (Gavier-Widén und Mörner 1991); diese

führt zu einer Krankheit namens European Brown Hare Syndrome (EBHS), unter Jägern auch Hasenpest genannt. Hasenpopulationen zeigten nach einem EBHS-Ausbruch dramatische Einbrüche. Neben diesem Calicivirus kann auch das Myxomavirus von Wildkaninchen auf Feldhasen überspringen (Übersicht in Barlow et al. 2014). Myxomatose bei Feldhasen ist normalerweise mit einer hohen Prävalenz in sympatrisch lebenden Wildkaninchenpopulationen verbunden (Wibbelt und Frölich 2005).

Während beim Feldhasenmanagement sehr viel auf „sichtbare", äußere Faktoren geachtet wird, z. B. die Lebensraumstruktur oder die Prädatorendichte, werden Krankheiten in ihrer Wirkung auf die Populationsdynamik des Feldhasen oft ignoriert. Feldhasenmanager sind daher gut beraten, bei Populationsschwankungen auch Krankheiten als Faktor in die Analyse miteinzubeziehen, damit die Managementmaßnahmen nicht auf zufällige statistische Zusammenhänge der „sichtbaren" Variablen begründet werden.

3.7 Vom Kulturfolger zum Verlierer in der Kulturlandschaft

Bis zum 20. Jahrhundert bot die Kulturlandschaft Europas dem Feldhasen bessere Lebensbedingungen als die Steppen, von denen er aus dem Menschen ursprünglich gefolgt ist. In der Steppe ist die Hasendichte vergleichsweise gering und liegt nur bei ca. 2 Hasen/100 ha. Landwirtschaftliche Nutzung, insbesondere auf fruchtbaren, aber trockenen Bodentypen führen zu höheren Dichten (Sokolov et al. 2009). Schließlich fördert eine gute Habitatqualität die Fruchtbarkeit, das Überleben, die damit verbundene jährliche Zuwachsrate und letztendlich die Populationsdichte. Je nach Habitatqualität können in Europa im Frühjahr (vor der Reproduktion) Hasenbesätze von 1 (Rühe et al. 2000; Kilias und Ackermann 2001) bis 156 Hasen/100 ha (Klansek 1996) gefunden werden (Übersicht in Averianov et al. 2003). Bis zum Herbst kann sich dieser Wert auf bis zu 275 Hasen/100 ha erhöhen (Klansek 1996). Der Spitzenwert von 339 Hasen/100 ha wurde auf einer Insel vor Dänemark erhoben, auf der es zum Zeitpunkt der Zählung weder Landwirtschaft noch Jagd und auch keine terrestrischen Beutegreifer gab (Abildgård et al. 1972).

Mit der zunehmenden Industrialisierung der Landwirtschaft wurden die sehr guten Habitatbedingungen in der europäischen Kulturlandschaft zuungunsten der Feldhasen verändert. Die Entwicklung des Kunstdüngers Ammonium durch das Haber-Bosch-Verfahren, das 1910 patentiert wurde, läutete das Ende der Dreifelderwirtschaft ein, die seit dem Mittelalter dafür gesorgt hatte, dass ein Drittel der Ackerfläche brach lag. Nun konnte die gesamte Ackerfläche durchgehend genutzt und die Produktivität gesteigert werden. Gleichzeitig wurde durch die Entwicklung der Zugmaschinen die Mechanisierung der landwirtschaftlichen Nutzung beschleunigt. Weitere Flurbereinigungen führten in Regionen mit guten Bodenwerten zu ausgeräumten Landschaften („Agrarsteppen"), die durch große Schläge und geringere Heterogenität geprägt waren. In den 1970er-Jahren wurde durch die Erkenntnisse von Onderscheka und Gattinger (1976) auch der Begriff des „Ernteschocks" eingeführt, der verdeutlichen sollte, dass Feldhasen kurz nach der Getreideernte

insbesondere in strukturarmen Ackergebieten mit einer massiven Veränderung ihres Lebensraums konfrontiert werden, die sich negativ auf die Verfügbarkeit von Nahrung und Deckung und damit auf den Energiehaushalt und den Immunstatus der Feldhasen auswirken kann. Insgesamt nahm in den vergangenen Jahrzehnten die Kulturartenvielfalt ab, und gleichzeitig wurden vermehrt höhere Kulturen angebaut. Der seit den 1960er-Jahren expandierende Maisanbau in Europa verkleinerte den für Feldhasen geeigneten Lebensraum noch weiter (Sliwinski et al. 2019; Mayer und Sunde 2020a), da in Maisäckern die bevorzugte Äsung und die für das Sicherheitsbedürfnis eines ursprünglichen Steppentiers notwendige Übersichtlichkeit nicht mehr gegeben sind. Gleiches gilt für andere Biomasse-Energiepflanzen wie *Miscanthus* (Petrovan et al. 2017).

Da die Intensivierung der Landwirtschaft und die damit einhergehende Verschlechterung der Habitatqualität für Feldhasen bereits in der vorletzten Jahrhundertwende begann, ist auch klar, dass der Rückgang der Feldhasen bereits zu Beginn des 20. Jahrhunderts seinen Anfang nahm. Dies belegen Jagdstreckenanalysen z. B. aus Niederösterreich (Schwenk 1985). Wenn andere Quellen einen Rückgang ab den 1960er- oder 1970er-Jahren festgestellt haben (z. B., Smith et al. 2005a; Bock 2020; Farkas et al. 2020), dann ist dies auf die fehlenden Daten aus den vorangegangenen Jahrzehnten zurückzuführen.

Die Intensivierung der Landwirtschaft wird also als Superfaktor gesehen, der maßgeblich für den Rückgang der Feldhasen verantwortlich gemacht werden kann (Schröpfer und Nyenhuis 1982; Petrak 1990; Schäfers 1996; Panek und Kamieniarz 1999; Lundström-Gilliéron und Schlaepfer 2003; Smith et al. 2005a, Panek 2018; Mayer et al. 2019). Während der Feldhase in der Vergangenheit von extensiver Landwirtschaft profitierte, wird er heute durch die intensive Nutzung unserer Anbauflächen negativ beeinflusst. Andere negative Faktoren wie hoher Prädationsdruck oder ungünstige Witterung werden durch die fehlende Deckung und Äsung in ihrer Wirkung verstärkt.

3.8 Was braucht ein gutes Feldhasenmanagement?

Wie schon in der Einleitung erwähnt, muss man in Hinblick auf die Populationsdynamik des Feldhasen zwischen den Gründen für den Rückgang und den geeigneten Maßnahmen zur Erhöhung der Hasenbestände unterscheiden. Um dem Rückgang der Hasenpopulationen in Europa entgegenzuwirken, wurden verschiedene Ansätze gewählt, die jeweils positive Effekte zeigten. Es wurden Schutzgebiete eingerichtet (Canova et al. 2020), im Winter Nahrungsergänzung angeboten (Matuszewski 1966; Reichlin et al. 2006), Lebensräume verbessert (Genghini und Capizzi 2005; Kamieniarz et al. 2013; Petrovan et al. 2013; Meichtry-Stier et al. 2014; Santilli et al. 2014; Sliwinski et al. 2019; Schai-Braun et al. 2020) und Prädatoren scharf bejagt (Reynolds et al. 2010; Panek 2013). Diese führten meistens zu höheren Feldhasendichten, offensichtlich begründet durch eine Erhöhung der Überlebensrate der Jungtiere. Lebensraumverbesserungen wirkten sich langfristig positiv auf die

Feldhasendichte aus, während Prädationsbejagung nur die Symptome bekämpfte, wenn auch sehr effektiv.

Als ungeeignet und womöglich sogar kontraproduktiv haben sich Bestandsstützungen herausgestellt, da diese Krankheitsübertragungen und negative genetische Auswirkungen mit sich bringen (Pierpaoli et al. 1999; Suchentrunk et al. 2006; Stamatis et al. 2007). Die Sterblichkeitsrate der umgesiedelten Individuen ist im ersten Monat meist sehr hoch und liegt zwischen 40 % (Misiorowska und Wasilewski 2012) und 79 % (Angelici et al. 2000), hauptsächlich aufgrund der Prädation durch Rotfüchse (siehe auch Marboutin et al. 1990). Dennoch wird diese Praxis in ganz Europa immer noch ausgeübt (z. B. Ferretti et al. 2010; Modesto et al. 2011; Fischer und Tagand 2012; Misiorowska 2013; Spyrou et al. 2013; Cukor et al. 2018). Ausgewilderte Hasen stammen aus der Zucht in Gefangenschaft oder haben einen Ursprung aus Gebieten mit höheren Hasendichten, die manchmal mehrere hundert Kilometer vom Auswilderungsort entfernt sind (d. h. aus potenziell allochthonen Populationen). Sie können sogar aus Gebieten stammen, in denen sie eingeschleppt wurden, wie aus Argentinien und Uruguay (Suchentrunk et al. 2006). Transport und Freisetzung werden auch im Hinblick auf den Tierschutz diskutiert, da mit dem Fang, dem Transport und der Freilassung in unbekanntem Terrain eine hohe Stressbelastung für die betroffenen Tiere einhergeht (Paci et al. 2006).

Wer den Feldhasenbestand erhöhen möchte, sollte also zunächst den Lebensraum verbessern, parallel dazu den Raubwilddruck senken und nicht zuletzt bei der Bejagung der Feldhasen zurückhaltend sein. Insgesamt gibt es in Bezug zum Feldhasenmanagement nur wenige Patentrezepte, da die Lebensräume, in denen Feldhasen vorkommen, sehr divers sind und die Rahmenbedingungen zwischen den verschiedenen Studiengebieten nicht immer detailliert beschrieben worden sind. Für das evidenzbasierte Feldhasenmanagement steht also letztendlich nur eine geringe Zahl an konkreten Managementempfehlungen zur Verfügung. Feldhasenmanager müssen daher aufgrund der biologischen Grundlagen dieser Tierart für das betreffende Gebiet selbst Maßnahmen entwickeln und diese durch ein permanentes Monitoring (z. B. der Feldhasendichte oder des jährlichen Zuwachses) evaluieren. Im Folgenden werden für ein solches adaptives Management konkrete Empfehlungen aufgeführt.

3.8.1 Lebensraumverbesserung

Wie schon erwähnt, brauchen Feldhasen eine reich strukturierte, extensiv genutzte Landwirtschaft (Abb. 3.2). Der ökologische Landbau ist in diesem Zusammenhang im Übrigen per se keine allgemeine Lösung (Santilli und Galardi 2016), da dieser in einer intensiven Form sogar schädlicher sein kann als konventioneller Anbau. Das Problem liegt also tatsächlich in der Intensivierung der Landwirtschaft. Um dieser entgegenzuwirken, kann man das Rad der Zeit nicht zurückdrehen. Landwirtschaftliche Betriebe müssen im globalen Wettbewerb ihre Effizienz steigern, und dazu gehören größere Flächen, die mit schnelleren Maschinen kostengünstig bearbeitet werden können. Seit der Reform der EU-Agrarpolitik 1992 spielen insbesondere



Abb. 3.2 Reich strukturierter Agrarlebensraum mit kleinen Schlägen, Kulturartenvielfalt und permanenten Landschaftselementen wie Hecken und Feldrainen bieten Feldhasen ganzjährig Schutz und Nahrung. (Quelle: Klaus Hackländer)

Fig. 3.2 Richly structured agricultural habitat with small fields, crop diversity and permanent landscape elements such as hedges and field margins provide hares with year-round shelter and food. (Source: Klaus Hackländer)

Agrarförderprogramme eine sehr wichtige Rolle für den Feldhasen, denn der verpflichtende Brachflächenanteil von anfangs 15 % der Agrarfläche trug wesentlich dazu bei, den Rückgang der Feldhasenbestände abzuschwächen. Wie wichtig diese Brachflächen für Feldhasen waren, zeigte sich 2008, als die Brachflächenverpflichtung aufgehoben wurde, ein Großteil der Brachen wieder landwirtschaftlich genutzt wurde und in Folge die Feldhasenbestände und -jagdstrecken auch in Deutschland wieder deutlich zurückgingen (Deutscher Jagdverband 2022).

Brachflächen, also aus der Nutzung genommene landwirtschaftliche Flächen sind in ihrer positiven Wirkung schmalen Landschaftselementen (z. B. Blühstreifen, Hecken oder Feldraine) deutlich überlegen (Weber 2017), aber im Endeffekt kommt es auch auf die Menge an. Befinden sich in einem Gebiet nur wenige lineare und schmale Strukturen, die dem Feldhasen Deckung und Äsung bieten, können diese schnell zu ökologischen Fallen werden (Hummel et al. 2017). Da Hasen derartige Strukturen bevorzugen, werden hier vermehrt Jungtiere gesetzt und Sassen für den Tageseinstand ausgewählt. Beutegreifer, die tagsüber (z. B. Rohrweihe, Aaskrähen) oder nachts (z. B. Rotfuchs, Steinmarder) unterwegs sind, orientieren sich gerne an linearen Strukturen und haben somit ein leichtes Spiel. Ist der Prädationsdruck jedoch gering, sei es, weil die legal zu bejagenden Prädatoren scharf bejagt werden oder weil es sehr viele dieser linearen Strukturen gibt, wird der geschilderte negative Effekt von zu wenigen Feldrainen und Blühstreifen etwas abgeschwächt.

Damit nicht auch breite Brachflächen zu ökologischen Fallen werden, braucht es einen gewissen Flächenanteil. Insgesamt sollte der Anteil an habitatverbessernden Strukturen wie Brachflächen, Blühstreifen, Hecken und Feldrainen zumindest 7 % betragen (Cormont et al. 2016). Weniger Prozentpunkte bergen die Gefahr, dass diese Strukturen zu ökologischen Fallen werden, mehr Prozentpunkte verbessern zwar den Lebensraum, die Mehrkosten durch Ausgleichszahlungen an die Landwirte, führen aber nurmehr zu geringen Verbesserungen für den Zuwachs an Feldhasen.

Neben dem Flächenanteil von Brachen ist natürlich deren Anlage und Pflege von entscheidender Bedeutung (Weber 2017). Da Feldhasen lückige und niedrige Vegetation bevorzugen und sich derartige Flächen positiv auf die Junghasenüberlebensrate und damit auf den Zuwachs des Bestandes auswirken, sollten Brachflächen sowohl nur einmal im Jahr gemulcht werden, als auch zusätzlich regelmäßig der Boden verwundet und die Grasnarbe aufgebrochen werden. Dies sollte natürlich nicht in der Hauptsetzzeit der Junghasen (zwischen März und September) und auch nicht flächig passieren. Idealerweise werden dazu mäandrierende Streifen in die Fläche gemulcht und geeggt. Diese ungeraden Streifen maximieren die Grenzlinienlänge. Über die Jahre kann durch diese Maßnahme die Fläche als Ganzes kurz gehalten werden, damit sie für Feldhasen attraktiv bleibt. Werden Brachflächen nicht derart gepflegt und nur einmal im Jahr gemulcht, dann führt dies langfristig zur Dominanz von Gräsern, die zwar Deckung bieten, aber nicht unbedingt die bevorzugte Äsung. Derartige Altgrasbrachen werden daher auch eher für den Tageseinstand genutzt und weniger für die nächtliche Nahrungsaufnahme (Schai-Braun und Hackländer 2014).

Übrigens muss nicht jede Brachfläche bei ihrer Erstanlage auch mit Saatgut versehen werden. Im Boden befinden sich üblicherweise genug Samen attraktiver Äsungspflanzen, sodass man sich diese Kosten sparen kann. Wird einem die Aussaat jedoch auferlegt (im Rahmen der Agrarfördermaßnahmen) oder befinden sich im Boden zu viele Samen von unerwünschten Beikrautarten, die für die benachbarten Ackerflächen belastend sein können (insbesondere im ökologischen Landbau), kann natürlich mit einer Saatgutmischung Starthilfe gegeben werden. Zu beachten ist hierbei, dass grundsätzlich das Motto „weniger ist mehr" angesagt ist (lückiger Bewuchs) als auch strikt darauf geachtet werden sollte, nur regionaltypisches, autochthones Saatgut zu verwenden.

Brachflächen haben zwar bei richtiger Anlage, Pflege und Flächenanteil den weitaus größten positiven Effekt auf Feldhasen, aber auch zusätzliche Verbesserungsmaßnahmen wie Ackerrandstreifen, naturnahe Uferbegrünungen, niedrige Hecken oder Zwischenfrüchte erhöhen die Habitatqualität insgesamt (Weber 2017).

3.8.2 Beutegreiferdruck reduzieren

Auch Beutegreifer in der Kulturlandschaft kennen Verlierer und Gewinner. Jene, die zu den Generalisten und Opportunisten zählen und für die im Jagdgesetz eine Schusszeit vorgesehen ist, sollten auch bejagt werden. Zu ihnen gehören neben

invasiven Neubürgern wie Waschbär und Marderhund insbesondere der Rotfuchs, der Steinmarder und die Aaskrähe. Deren Bejagung ist aber ohne nachhaltigen Erfolg, wenn der Lebensraum nicht vorher oder zeitgleich verbessert worden ist. In ausgeräumten Landschaften hat ein geringerer Prädationsdruck positive Effekte auf den Feldhasenzuwachs, aber es handelt sich eben nur um Symptombekämpfung. Es sei daran erinnert, dass in einem gut strukturierten Lebensraum der negative Einfluss der Prädatoren schwächer ist. Nachdem das Töten von Wirbeltieren auch einen vernünftigen Grund haben muss und nur in den seltensten Fällen noch der Balg Verwendung findet, sollte der Erfolg der Prädatorenbejagung für den Schutz gefährdeter Arten wie Feldhasen transparent und reproduzierbar dokumentiert werden. Als Erfolg ist hierbei nicht die Jagdstrecke an Füchsen gemeint, sondern die Zuwachsrate beim Feldhasen. Schließlich ist es für den Feldhasen egal, wie viele Füchse pro Jahr erlegt werden, sondern wie viele am Leben bleiben.

Eine sinnvolle Prädatorenbejagung zum Schutz der Feldhasen setzt voraus, dass man die Höhe der Prädatorenpopulation kennt und dadurch auch die notwendige Entnahmerate abschätzen kann. Die Dichte der nachtaktiven Prädatoren wie Steinmarder und Marderhund kann z. B. während der Feldhasenzählung abgeschätzt werden. Die Dichte der Füchse, die ja als Hauptprädator gelten, kann zusätzlich durch eine jährliche Überprüfung der bekannten Baue abgeschätzt werden.

Bei der Bejagung von Prädatoren ist es unabdingbar, sich intensiv mit den benachbarten Jagdrevieren zu koordinieren und gemeinsame Ziele zu erarbeiten. Ansonsten wird die Prädatorenbejagung zum Kampf gegen Windmühlen, und der Erfolg für Feldhasen bleibt aus. Dies gilt insbesondere für kleinere Jagdreviere von weniger als 200 ha, die in waldreichen und damit für Feldhasen nicht idealen Gebieten leben.

Die für die Prädatorenreduktion eingesetzten jagdlichen Techniken sollten im Rahmen der gesetzlichen Rahmenbedingungen alle Möglichkeiten ausschöpfen. Die Fallenjagd wird aber in jedem Fall der wichtigste Baustein einer erfolgreichen Prädatorenkontrolle sein. Es versteht sich für weidgerechte Jagdausübungsberechtigte von selbst, dass hierbei dem Tierschutz maximale Bedeutung bemessen werden sollte.

3.8.3 Zuwachsorientierte Bejagung

Wenn der Lebensraum geeignet und der Prädationsdruck gering ist, können sich die Feldhasenbestände wieder mittelfristig erholen und eine schonende, zuwachsorientierte Bejagung angedacht werden. Üblicherweise findet in Mitteleuropa eine Bejagung der Feldhasen im Herbst (Oktober-Dezember) statt. Ausnahmen finden sich dort, wo Weingärten oder Obstbaumanlagen eine wirtschaftliche Rolle spielen. Hier kann die Jagdzeit evtl. bis Januar oder Februar verlängert sein, um Schäden an der Rinde der Bäume oder den Weinstöcken zu vermeiden (Suchomel et al. 2019).

Die zeitliche Befristung der Jagd auf den Herbst zielt darauf ab, unnötiges Leid in der Fortpflanzungssaison zu vermeiden. Feldhasen pflanzen sich in Mittel-, Ost- und Nordeuropa hauptsächlich im Frühling und Sommer fort (z. B. Stieve 1952;

Raczyński 1964; Möller 1971; Lincoln 1974), aber überall können sporadisch Junghasen auch im Herbst festgestellt werden (z. B. Schai-Braun et al. 2020 für Österreich), (s. Abb. 3.1). In eher ozeanisch geprägten Klimazonen (z. B. Hewson und Taylor 1975 für Schottland, Hackländer et al. 2011 für Belgien) oder im südlichen Europa (Antoniou et al. 2008 für Griechenland) ist die Reproduktion im Herbst bzw. Winter keine Ausnahme. Da Feldhasen in Mitteleuropa bereits im Dezember reproduktionsaktiv sind, gibt es dort schon seit Längerem die Forderung nach einer kürzeren Jagdsaison (z. B. Kutzer et al. 1976). Eine Verkürzung der Jagdzeit ist vor dem Hintergrund des Klimawandels und der in den Jagdgesetzen geforderten Weidgerechtigkeit wohl auch in Mitteleuropa absehbar.

Bei höheren Dichten ernten Jäger Hasen im Rahmen von Treibjagden unter Verwendung von Schrotflinten (Abb. 3.3), oft mithilfe von Hunden und Beunruhigern.

Unabhängig von der Jagdart oder dem Zeitpunkt ist eine nachhaltige Nutzung nur dann möglich, wenn man einen guten Überblick über die Frühjahrsdichte und den Zuwachs bis zum Herbst hat (Andrzejewski und Jezierski 1966). In Langbein et al. (1999) werden die verschiedenen Zähl- oder Schätzmethoden vorgestellt. Zum Zählen in der Nacht (wenn Hasen aktiv sind) werden Scheinwerfer (Frylestam 1981; Ahrens et al. 1995; Strauß et al. 2008) oder Nachtsichtgeräte (Focardi et al. 2001) verwendet. Frühjahrsdichten und Zuwachsraten können in Folge herangezogen werden, um eine zuwachsorientierte Entnahmerate zu berechnen (Marboutin



Abb. 3.3 Szene einer herbstlichen Treiberkette. Damit eine solche Gesellschaftsjagd nicht nur ein bewaffneter Spaziergang wird, muss vor der Jagd die Hasendichte erhoben werden und der mögliche Abschuss entsprechend einer nachhaltigen Entnahmerate geplant werden. (Quelle: Klaus Hackländer)

Fig. 3.3 Scene of an autumnal driven hunt. To ensure that such a hunt is not just an armed walk, the hare density must be assessed before the hunt and the possible quota planned according to a sustainable harvest rate. (Source: Klaus Hackländer)

et al. 2003). In Jahren mit geringem Zuwachs, insbesondere bei ohnehin niedrigen Frühjahrsdichten, kann somit frühzeitig eine herbstliche Jagd abgesagt werden. In Jahren mit hohem Zuwachs ist die Entnahmerate schon vorab festlegbar und somit die Jagdplanung vereinfacht. Schai-Braun et al. (2019) empfehlen z. B. eine Entnahmerate von 10 % für Populationsdichten von 45 Hasen pro 100 Hektar und schlagen vor, Hasenpopulationen mit weniger als 15 Hasen pro 100 Hektar nicht mit Treibjagden zu bejagen. In Gebieten mit niedriger Dichte ist vielerorts die Einzeljagd mit einem Kleinkalibergewehr üblich. Angesichts sinkender Feldhasenbesätze stellt sich in manchen Gebieten die Frage, ob die Notwendigkeit einer Treibjagd noch gegeben ist und der damit verbundene Schrotschuss gerechtfertigt ist (Hackländer 2017), da ein gezielter Schuss mit der Kugel auf einen sitzenden Hasen dem Schrotschuss auf hoch flüchtende Hasen auf Treibjagden vorzuziehen ist.

In Gebieten, in denen die nächtliche Zählung beeinträchtigt ist (z. B. in Gebieten mit hohem Waldanteil), müssen erste Teilstrecken auf Alterszusammensetzung überprüft werden, und zwar durch die Überprüfung durch das Stroh'sche Zeichen (Stroh 1931). Dies ist eine Aufwölbung am vorderen Ende der Vorderläufe, die bis zu einem Alter von ca. 6 bis 8 Monaten ertastet werden kann. Suchentrunk et al. (1991) berichteten, dass einige Jungtiere des Jahres bereits im Alter von 4 Monaten das Stroh'sche Zeichen verloren hatten und einige Individuen dieses Zeichen noch mit einem Alter von mehr als 12 Monaten aufwiesen. Trotz dieser Einschränkungen ist das Stroh'sche Zeichen immer noch die am besten anwendbare Altersbestimmungsmethode im Feld. Wenn der Anteil der Jungtiere des Jahres in der ersten Teilstrecke geringer ist als z. B. 50 % und damit der Zuwachs im Jahr eher schwach war, sollte die Jagd in diesem speziellen Gebiet für das laufende Jahr eingestellt werden.

Danksagung Ich danke Niels Blaum und einem anonymen Gutachter für wertvolle Kommentare zu einer vorherigen Version dieses Kapitels.

Literatur

Abildgård F, Andersen J, Barndorff-Nielsen O (1972) The hare population (*Lepus europaeus Pallas*) of Illumø Island, Denmark. A report on the analysis of data from 1957 to 1970. Dan Rev Game Biol 6:1–32

Ahrens M (1996) Untersuchungen zu Einflussfaktoren auf die Besatzentwicklung bei Feldhasen in verschiedenen Gebieten Sachsen-Anhalts [in German]. Beitr Jagd Wildforsch 21:229–235

Ahrens M, Goretzkj J, Stubbe C, Tottewitz F, Gleich E, Sparing H (1995) Untersuchungen zur Entwicklung des Hasenbesatzes auf Wittow/Rügen [in German]. Beitr Jagd Wildforsch 20:191–200

Andrzejewski R, Jezierski W (1966) Studies on the European hare. XI. Estimation of population density and attempt to plan the yearly take of hares. Acta Theriol 11:433–448

Angelici FM, Riga F, Boitani L, Luiselli L (2000) Fate of captive-reared brown hares *Lepus europaeus* released at a mountain site in central Italy. Wildl Biol 6:173–178

Angermann R (1972) Die Hasentiere [in German]. In: Altevogt R, Angermann R, Dathe H, Grzimek B, Herter K, Müller-Using D, Rahm U, Thenius E (Hrsg) Grzimeks Tierleben. Enzyklopädie des Tierreichs, Band 12: Säugetiere 3. Kindler, Zürich, S 419–465

Antoniou A, Kotoulas G, Magoulas A, Alves PC (2008) Evidence of autumn reproduction in female European hares (*Lepus europaeus*) from southern Europe. Eur J Wildl Res 54:581–587
Averianov A, Niethammer J, Pegel M (2003) *Lepus europaeus* Pallas, 1778–Feldhase [in German]. In: Niethammer J, Krapp F (Hrsg) Handbuch der Säugetiere Europas, Band 3/II Hasentiere. AULA, Wiesbaden, S 35–104
Avril A, Letty J, Pradel R, Léonard Y, Santin-Janin H, Pontier D (2012) A multi-event model to study stage-dependent dispersal in radio-collared hares: when hunting promotes costly transience. Ecology 93:1305–1316
Avril A, Letty J, Léonard Y, Pontier D (2014) Exploration forays in juvenile European hares (*Lepus europaeus*): dispersal preludes or hunting-induced troubles? BMC Ecol 14:6
Barlow A, Lawrence K, Everest D, Dastjerdi A, Finnegan C, Steinbach F (2014) Confirmation of myxomatosis in a European brown hare in Great Britain. Vet Rec 175:75–76
Boch J, Schneidawind H (1988) Krankheiten des jagdbaren Wildes [in German]. Paul Parey, Hamburg
Bock A (2020) *Lepus europaeus* (Lagomorpha: Leporidae). Mamm Species 52:125–142
Bray Y, Devillard S, Marboutin E, Mauvy B, Péroux R (2007) Natal dispersal of European hare in France. J Zool 273:426–434
Bresiński W (1976) Agrarian structure vs. the European hare population density. In: Pielowski Z, Pucek Z (Hrsg) Ecology and management of European hare populations. The proceedings of an international symposium held in Poznań on December 23–24, 1974. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze I Leśne, Warszawa, S 195–197
Bresiński W, Chlewski A (1976) Tree stands in fields and spatial distribution of hare populations. In: Pielowski Z, Pucek Z (Hrsg) Ecology and management of European hare populations. The proceedings of an international symposium held in Poznań on December 23–24, 1974. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze I Leśne, Warszawa, S 185–193
Bresiński W (1983) The effect of some habitat factors on the spatial distribution of a hare population during winter. Acta Theriol 28:435–441
Broekhuizen S, Maaskamp F (1976) Behaviour and maternal relations of young European hares during the nursing period. In: Pielowski Z, Pucek Z (Hrsg) Ecology and management of European hare populations. The proceedings of an international symposium held in Poznań on December 23–24, 1974. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze I Leśne, Warszawa, S 59–67
Broekhuizen S, Maaskamp F (1982) Movement, home range and clustering in the European hare (*Lepus europaeus* Pallas) in The Netherlands. Z Säugetierkd 47:22–32
Brüll U (1976) Nahrungsbiologische Studien am Feldhasen in Schleswig-Holstein. Ein Beitrag zur Äsungsverbesserung [in German]. In: Pielowski Z, Pucek Z (Hrsg) Ecology and management of European hare populations. The proceedings of an international symposium held in Poznań on December 23–24, 1974. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze I Leśne, Warszawa, S 93–99
Canova L, Gazzola A, Pollini L, Balestrieri A (2020) Surveillance and habitat diversity affect European brown hare (*Lepus europaeus*) density in protected breeding areas. Eur J Wildl Res 66:66
Cardarelli E, Meriggi A, Brangi A, Vidus-Rosin A (2011) Effects of arboriculture stands on European hare *Lepus europaeus* spring habitat use in an agricultural area of northern Italy. Acta Theriol 56:229–238
Chapuis JL (1990) Comparison of the diets of two sympatric lagomorphs, *Lepus europaeus* (Pallas) and *Oryctolagus cuniculus* (L.) in an agroecosystem of the Ile-de-France. Z Säugetierkd 55:176–185
Cormont A, Siepel H, Clement J, Melman TCP, WallisDeVries MF, van Turnhout CAM, Sparrius LB, Reemer M, Biesmeijer JC, Berendse F, de Snoo GR (2016) Landscape complexity and farmland biodiversity: evaluating the CAP target on natural elements. J Nat Conserv 30:19–26
Cukor J, Havránek F, Linda R, Bukovjan K, Painter MS, Hart V (2018) First findings of brown hare (*Lepus europaeus*) reintroduction in relation to seasonal impact. PLoS ONE 13:e0205078
Deutscher Jagdverband (2022) DJV-Handbuch Jagd 2022. Deutscher Jagdverband, Berlin
Durdík M (1981) Losses of small field game caused by mechanization of crop production [in Slovak with English summary]. Folia Venatoria 10–11:95–107

Eiberle K, Matter J-F (1982) Ergebnisse einer Streckenanalyse beim Feldhasen [in German with English summary]. Z Jagdwiss 28:178–193

Farkas P, Kusza S, Balogh P, Majzinger I (2020) Examination of fertility indicators of European hares (*Lepus europaeus*) in Eastern Hungary. J Anim Plant Sci 30:634–641

Ferretti M, Paci G, Porrini S, Galardi L, Bagliacca M (2010) Habitat use and home range traits of resident and relocated hares (Lepus europaeus, Pallas). Ital J Anim Sci 9:3

Fischer C, Tagand R (2012) Spatial behaviour and survival of translocated wild brown hares. Anim Biodivers Conserv 35:189–196

Flux JEC (1981) Reproductive strategies in the genus Lepus. In: Myers K, McInnes CD (Hrsg) Proceedings of the world lagomorph conference. University of Guelph, Ontario, S 155–174

Focardi S, De Marinis AM, Rizzotto M, Pucci A (2001) Comparative evaluation of thermal infra-red imaging and spotlighting to survey wildlife. Wildl Soc Bull 29:133–139

Frölich K, Thiede S, Wisser J (2001) Infektionskrankheiten des Feldhasen [in German]. NUA-Seminarber 7:34–46

Frölich K, Wisser J, Schmüser H, Fehlberg U, Neubauer H, Grunow R, Nikolaou K, Priemer J, Thiede S, Streich WJ, Speck S (2003) Epizootiologic and ecologic investigations of European brown hare (*Lepus europaeus*) in selected populations from Schleswig-Holstein, Germany. J Wildl Dis 39:751–761

Frylestam B (1981) Studies on the European hare. XXXVII. Estimating by spotlight the population density of the European hare. Acta Theriol 26:419–427

Frylestam B (1986) Agricultural land use effects on the winter diet of brown hare (*Lepus europaeus* Pallas) in southern Sweden. Mammal Rev 16:157–161

Gavier-Widén D, Mörner T (1991) Epidemiology and diagnosis of the European brown hare syndrome in Scandinavian countries. Rev Sci Tech OIE 10:453–458

Genghini M, Capizzi D (2005) Habitat improvement and effects on brown hare *Lepus europaeus* and roe deer *Capreolus capreolus*: a case study in northern Italy. Wildl Biol 11:319–329

Goszczyński J, Wasilewski M (1992) Studies on the European hare. 46. Predation of foxes on a hare population in central Poland. Acta Theriol 37:329–338

Hackländer K (2017) Nur mit der Kugel: Hasenjagd der Zukunft. Wild und Hund 13(2017):48–51

Hackländer K, Schai-Braun SC (2019) *Lepus europaeus*. The IUCN red list of threatened species 2019:e.T41280A45187424

Hackländer K, Frisch C, Klansek E, Steineck T, Ruf T (2001) Die Fruchtbarkeit weiblicher Feldhasen (*Lepus europaeus*) aus Revieren mit unterschiedlicher Populationsdichte [in German with English summary]. Z Jagdwiss 47:100–110

Hackländer K, Tataruch F, Ruf T (2002) The effect of dietary fat content on lactation energetics in the European hare (*Lepus europaeus*). Physiol Biochem Zool 75:19–28

Hackländer K, Zeitlhofer C, Ceulemans T, Suchentrunk F (2011) Continentality affects body condition and size but not yearly reproductive output in female European hares (*Lepus europaeus*). Mamm Biol 76:662–664

Heigl F, Stretz CR, Steiner W, Suppan F, Bauer T, Laaha G, Zaller JG (2016) Comparing road-kill datasets from hunters and citizen scientists in a landscape context. Remote Sens 8:832

Hell P, Soviš B (1997) Influence of predators on hare population. In: Slamečka J, Hell P, Jurcík R (Hrsg) Brown hare in the Westslovak lowland. Acta Sc Nat Brno 31(3–4):51–57

Hewson R, Taylor M (1968) Studies on the European hare. XVI. Movements of European hares in an upland area of Scotland. Acta Theriol 13:31–34

Hewson R, Taylor M (1975) Studies on the European hare. XXXIII. Embryo counts and length of the breeding season in European hares in Scotland from 1960–1972. Acta Theriol 20:247–254

Homolka M (1982) The food of *Lepus europaeus* Pallas in a meadow and woodland complex. Folia Zool 31:243–253

Homolka M (1987) The diet of brown hare (*Lepus europaeus*) in Central Bohemia. Folia Zool 36:103–110

Huber W (1973) Biologie und Ökologie des Feldhasen [in German with English summary]. Beih Z Schweiz Forstver 52:223–237

Hummel S, Meyer L, Hackländer K, Weber D (2017) Activity of potential predators of European hare (*Lepus europaeus*) leverets and ground-nesting birds in wildflower strips. Eur J Wildl Res 63:102

Jennings N, Smith RK, Hackländer K, Harris S, White PCL (2006) Variation in demography, condition and dietary quality of hares *Lepus europaeus* from high-density and low-density populations. Wildl Biol 12:179–189

Kałuziński J, Pielowski Z (1976) The effect of technical agriculture operations on the hare population. In: Pielowski Z, Pucek Z (Hrsg) Ecology and management of European hare populations. The proceedings of an international symposium held in Poznań on December 23–24, 1974. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze I Leśne, Warszawa, S 205–211

Kamieniarz R, Voigt U, Panek M, Strauss E, Niewęgłowski H (2013) The effect of landscape structure on the distribution of brown hare *Lepus europaeus* in farmlands of Germany and Poland. Acta Theriol 58:39–46

Karp D, Gehr B (2000) Bad hare day: very low survival rate in brown hare leverets. Wildl Biol 2020:wlb.00645

Kilias H, Ackermann W (2001) Zur Bestandssituation des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas) in Bayern [in German with English summary]. Z Jagdwiss 47:111–124

Kittler L (1979) Wildverluste durch den Einsatz landwirtschaftlicher Maschinen nach einer Erhebung aus dem Jagdjahr 1976/77 in Nordrhein-Westfalen [in German with English summary]. Z Jagdwiss 25:22–32

Klansek E (1996) Biotoprevitalisierung und neue Überlegungen zur jagdlichen Nutzung des Feldhasen [in German]. Schriftenreihe Landesjagdverbandes Bayern eV 2:31–36

Köhler D (2008) Beobachtungen zur Urbanisierung des Feldhasen (*Lepus europaeus*) in Berlin – ein weiteres Beispiel für seine Anpassungsfähigkeit [in German]. Säugetierkd Inf 6:233–255

Kronfeld N, Shkolnik A (1996) Adaptation to life in the desert in the brown hare (*Lepus capensis*). J Mammal 77:171–178

Kučera O (1991) Contents of heavy metals and milk fat in hare in artificial breeding [in Slovak with English summary]. Folia Venatoria 21:131–146

Kummer J (1970) Beobachtungen bei der Aufzucht und Haltung von Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas) [in German]. Zool Garten 38:138–140

Kunst PJG, van der Wal R, van Wieren S (2001) Studies on the European hare. 57. Home ranges of brown hares in a natural salt marsh: comparisons with agricultural systems. Acta Theriol 43:287–294

Kutzer E, Thiemann G, Grünberg W, Frey H (1976) Beiträge zu einer Feldhasenstudie. 1. „Gesundenuntersuchung“ an erlegten Feldhasen aus österreichischen Revieren [in German with English summary]. Z Jagdwiss 22:50–61

Lado S, Farelo L, Forest V, Acevedo P, Dalén L, Melo-Ferreira J (2018) Post-glacial range revolutions in South European hares (*Lepus* spp.): insights from ancient DNA and ecological niche modelling. J Biogeogr 45:2609–2618

Lamarque F, Barrat J, Moutou F (1996) Principal diagnosis for determining causes of mortality in the European brown hare (*Lepus europaeus*) found dead in France between 1986 and 1994. Gibier Faune Sauvage, Game Wildl 13:53–72

Langbein J, Hutchings MR, Harris S, Stoate C, Tapper SC, Wray S (1999) Techniques for assessing the abundance of brown hares *Lepus europaeus*. Mammal Rev 29:93–116

Lewandowski K, Nowakowski JJ (1993) Studies on the European hare. 49. Spatial distribution of brown hare *Lepus europaeus* populations in habitats of various types of agriculture. Acta Theriol 38:435–442

Lincoln GA (1974) Reproduction and “March madness” in the brown hare, *Lepus europaeus*. J Zool 174:1–14

Lundström-Gilliéron C, Schlaepfer R (2003) Hare abundance as an indicator for urbanization and intensification of agriculture in Western Europe. Ecol Model 168:283–301

Lush L, Ward AI, Wheeler P (2014) Opposing effects of agricultural intensification on two ecologically similar species. Agric Ecosyst Environ 192:61–66

Marboutin E (1997) A note on home range size in the European hare (*Lepus europaeus*). Gibier Faune Sauvage, Game Wildl 14:349–357

Marboutin E, Aebischer NJ (1996) Does harvesting arable crops influence the behaviour of the European hare *Lepus europaeus*. Wildl Biol 2:83–91

Marboutin E, Péroux R (1999) Some aspects of the spatial distribution of hares (*Lepus europaeus*) at night. Gibier Faune Sauvage, Game Wildl 16:143–156

Marboutin E, Benmergui M, Pradel R, Fiechter A (1990) Survival patterns in wild and captive-reared leverets (*Lepus europaeus* Pallas) determined by telemetry. Gibier Faune Sauvage 7:325–342

Marboutin E, Bray Y, Péroux R, Mauvy B, Lartiges A (2003) Population dynamics in European hare: breeding parameters and sustainable harvest rates. J Appl Ecol 40:580–591

Matuszewski G (1966) Studies on the European hare. XIII. Food preference in relation to trees' branches experimentally placed on the ground. Acta Theriol 11:485–496

Matuszewski G (1981) Circadian activity of European hares in spring, on the Kampinos forest border. In: Myers K, McInnes CD (Hrsg) Proceedings of the world lagomorph conference. University of Guelph, Ontario, S 357–365

Mayer M, Sunde P (2020a) The role of maize cultivation on European hare abundance. Agric Ecosyst Environ 295:106909

Mayer M, Sunde P (2020b) Colonization and habitat selection of a declining farmland species in urban areas. Urban Ecosyst 23:543–554

Mayer M, Fog Bjerre DH, Sunde P (2020b) Better safe than sorry: The response to a simulated predator and unfamiliar scent by the European hare. Ethology 126:704–715

Mayer M, Ullmann W, Heinrich R, Fischer C, Blaum N, Sunde P (2019) Seasonal effects of habitat structure and weather on the habitat selection and home range size of a mammal in agricultural landscapes. Landsc Ecol 34:2279–2294

McLaren GW, Hutchings MR, Harris S (1997) Why are brown hares (*Lepus europaeus*) rare in pastoral landscapes in Great Britain? Gibier Faune Sauvage, Game Wildl 14:335–348

Meichtry-Stier KS, Jenny M, Zellweger-Fischer J, Birrer S (2014) Impact of landscape improvement by agri-environment scheme options on densities of characteristic farmland bird species and brown hare (*Lepus europaeus*). Agric Ecosyst Environ 189:101–109

Misiorowska M (2013) Annual and seasonal home range and distances of movements of released hares (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in Central Poland. Folia Zool 62:133–142

Misiorowska M, Wasilewski M (2012) Survival and causes of death among released brown hares (*Lepus europaeus* Pallas, 1778) in Central Poland. Acta Theriol 57:305–312

Modesto P, Cava PL, Peletto S, Colussi S, Vidus Rosin A, Meriggi A, Acutis PL (2011) Evaluation of genetic variability in brown hare populations from two protected areas in northern Italy. Hystrix 22:257–268

Möller D (1971) Beitrag zur Reproduktion des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pall.) in der Deutschen Demokratischen Republik [in German with English summary]. Tag-Ber dt Akad Landwirtsch-Wiss Berlin 113:191–202

Neumann F, Schai-Braun S, Weber D, Amrhein V (2011) European hares select resting places for providing cover. Hystrix 22:291–299

Onderscheka K, Gattinger G (1976) Aktuelles zum „Hasenproblem". Österreichs Weidwerk 76:312–317.

Paci G, Bagliacca M, Lavazza A (2006) Stress evaluation in hares (*Lepus europaeus* Pallas) captured for traslocation [sic!]. Ital J Anim Sci 5:175–181

Panek M (2013) Long-term changes in the feeding pattern of red foxes *Vulpes vulpes* and their predation on brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. Eur J Wildl Res 59:581–586

Panek M (2018) Habitat factors associated with the decline in brown hare abundance in Poland in the beginning of the 21st century. Ecol Indic 85:915–920

Panek M, Kamieniarz R (1999) Studies on the European hare 54. Relationship between density of brown hare *Lepus europaeus* and landscape structure in Poland in the years 1981–1995. Acta Theriol 44:67–75

Pavliska PL, Riegert J, Grill S, Šálek M (2018) The effect of landscape heterogeneity on population density and habitat preferences of the European hare (*Lepus europaeus*) in contrasting farmlands. Mamm Biol 88:8–15

Pegel M (1986) Der Feldhase (*Lepus europaeus* Pallas) im Beziehungsgefüge seiner Um- und Mitweltfaktoren [in German]. Schriften des Arbeitskreises Wildbiologie und Jagdwissenschaft an der Justus-Liebig-Universität Gießen. F. Enke Verlag, Stuttgart

Pépin D, Angibault JM (2007) Selection of resting sites by the European hare as related to habitat characteristics during agricultural changes. Eur J Wildl Res 53:183–189

Petrak M (1990) Einflüsse landwirtschaftlicher Nutzung auf die Population des Feldhasen (*Lepus europaeus*) [in German with English summary]. Verh Ges Ökol 19:88–97

Petrovan SO, Ward AI, Wheeler PM (2013) Habitat selection guiding agri-environmental schemes for a farmland specialist, the brown hare. Anim Conserv 16:344–352

Petrovan SO, Dixie J, Yapp E, Wheeler PM (2017) Bioenergy crops and farmland biodiversity: benefits and limitations are scale-dependant for a declining mammal, the brown hare. Eur J Wildl Res 63:49

Pielowski Z (1966) Forschung über den Feldhasen XII. Die Raumstruktur der Population [in German with English summary]. Acta Theriol 11:449–484

Pielowski Z (1972) Studies on the European hare. XXIX. Home range and degree of residence of the European hare. Acta Theriol 9:93–103

Pielowski Z (1976b) The role of foxes in the reduction of the European hare population. In: Pielowski Z, Pucek Z (Hrsg) Ecology and management of European hare populations. The proceedings of an international Symposium held in Poznań on December 23–24, 1974. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze I Leśne, Warszawa, S 135–148

Pielowski Z (1993) Die Greifvögel. Systematik, Artenbeschreibung, Biologie, Ökolo gie, Schutz, Falknerei [in German]. Verlag Neumann-Neudamm, Morschen/Heina

Pierpaoli M, Riga F, Trocchi V, Randi E (1999) Species distinction and evolutionary relationships of the Italian hare (*Lepus corsicanus*) as described by mitochondrial DNA sequencing. Mol Ecol 8:1805–1817

Popescu F, Hackländer K, Arnold W, Ruf T (2011) Effects of season and reproductive state on lipid intake and fatty acid composition of gastrointestinal tract contents in the European hare. J Comp Physiol B 181:681–689

Raczyński J (1964) Studies on the European hare. V. Reproduction. Acta Theriol 9:305–352

Reichholf J (1981) Der Bestandstrend beim Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas 1778) und die jahreszeitliche Verteilung der Verluste im Straßenverkehr [in German with English summary]. Z Jagdwiss 27:240–246

Reichlin T, Klansek E, Hackländer K (2006) Diet selection by hares (*Lepus europaeus*) in arable land and its implications for habitat management. Eur J Wildl Res 52:109–118

Reitz F, Leonard Y (1994) Studies on the European hare. 50. Characteristics of European hare *Lepus europaeus* use of space in a French agricultural region of intensive farming. Acta Theriol 39:143–157

Reynolds JC, Tapper SC (1995) Predation by foxes *Vulpes vulpes* on brown hares *Lepus europaeus* in central southern England, and its potential impact on annual population growth. Wildl Biol 1:145–158

Reynolds JC, Stoate C, Brockless MH, Aebischer NJ, Tapper SC (2010) The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. Eur J Wildl Res 56:541–549

Rieck W (1956) Der Junghasenanteil auf den Strecken 1953-1954 [in German with English summary]. Z Jagdwiss 2:160–164

Rödel HG, Dekker JJA (2012) Influence of weather factors on population dynamics of two lagomorph species based on hunting bag records. Eur J Wildl Res 58:923–932

Rödel HG, Völkl W, Kilias H (2004) Winter browsing of brown hares: evidence for diet breadth expansion. Mamm Biol 69:410–419

Roedenbeck IA, Voser P (2008) Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hares (*Lepus europaeus*) in Switzerland. Eur J Wildl Res 54:425–437

Rühe F, Fischbeck I, Rieger A (2000) Zum Einfluss von Habitatmerkmalen auf die Populationsdichte von Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas) in Agrargebieten Norddeutschlands [in German with English summary]. Beitr Jagd Wildforsch 29:333–342

Salvioli M, Pasquali S, Lavazza A, Zanoni M, Guberti V, Chiari M, Gilioli G (2017) EBHS in European brown hares (*Lepus europaeus*): disease dynamics and control. Hystrix 28:202–207

Santilli F, Galardi L (2016) Effect of habitat structure and type of farming on European hare (*Lepus europaeus*) abundance. Hystrix 27:120–122

Santilli F, Paci G, Bagliacca M (2014) Winter habitat selection by the European hare (*Lepus europaeus*) during feeding activity in a farmland area of southern Tuscany (Italy). Hystrix 25:51–53

Schäfers G (1996) Die Jagdstreckenentwicklung des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas) von 1959 bis 1993 in der alten Bundesrepublik Deutschland in Abhängigkeit von der Landwirtschaftsstruktur [in German with English summary]. Beitr Jagd Wildforsch 21:215–228

Schai-Braun, SC, Weber D, Hackländer K (2013) Spring and autumn habitat preferences of active European hares (Lepus europaeus) in an agricultural area with low hare density. Eur J Wildl Res 59:387–397

Schai-Braun SC, Hackländer K (2014) Home range use by the European hare (*Lepus europaeus*) in a structurally diverse agricultural landscape analysed at a fine temporal scale. Acta Theriol 59:277–287

Schai-Braun SC, Peneder S, Frey-Roos F, Hackländer K (2014) The influence of cereal harvest on the home-range use of the European hare (*Lepus europaeus*). Mammalia 78:497–506

Schai-Braun SC, Reichlin TS, Ruf T, Klansek E, Tataruch F, Arnold W, Hackländer K (2015) The European hare (*Lepus europaeus*): a picky herbivore searching for plant parts rich in fat. PLoS ONE 10:e0134278

Schai-Braun SC, Kowalczyk C, Klansek E, Hackländer K (2019) Estimating sustainable harvest rates for European hare (*Lepus europaeus*) populations. Sustain 11:2837

Schai-Braun SC, Ruf T, Klansek E, Arnold W, Hackländer K (2020) Positive effects of set-asides on European hare (*Lepus europaeus*) populations: leverets benefit from an enhanced survival rate. Biol Conserv 244:108518

Schmidt NM, Asferg T, Forchhammer MC (2004) Long-term patterns in European brown hare population dynamics in Denmark: effects of agriculture, predation and climate. BMC Ecol 4:15

Schrama M, Kuijper DPJ, Veeneklaas RM, Bakker JP (2015) Long-term decline in a salt marsh hare population largely driven by bottom-up factors. Ecoscience 22:71–82

Schröpfer R, Nyenhuis H (1982) Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas 1778) [in German with English summary]. Z Jagdwiss 28:213–231

Schwenk S (1985) Österreichische Jagdstatistiken von 1850-1936 [in German]. Homo Venator 13:1–203

Severtsov AS, Rosenzweig ML, Shubkina AV (2017) Predators detect the welfare of their potential prey and cull those that are poorly. Evol Ecol Res 18(5):555–569

Sliwinski K, Ronnenberg K, Jung K, Strauß E, Siebert U (2019) Habitat requirements of the European brown hare (*Lepus europaeus* Pallas 1778) in an intensively used agriculture region (Lower Saxony, Germany). BMC Ecol 19:31

Smith RK, Jennings NV, Robinson A, Harris S (2004) Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? J Appl Ecol 41:1092–1102

Smith RK, Jennings NV, Harris S (2005a) A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. Mammal Rev 35:1–24

Smith RK, Jennings NV, Tataruch F, Hackländer K, Harris S (2005b) Vegetation quality and habitat selection by European hares *Lepus europaeus* in a pastoral landscape. Acta Theriol 50:391–404

Sokolov VE, Ivanitskaya EY, Gruzdev VV, Heptner VG (2009) Lagomorphs. A volume in the series mammals of Russia and adjacent regions. Smithsonian Institution Libraries, Washington, DC

Spyrou V, Stamatis C, Birtsas P, Psychas V, Manolakou K, Billinis C, Mamuris Z (2013) Evidence for European brown hare syndrome virus introduction with translocated brown hares (*Lepus europaeus*): implications for management of restocking operations. Wildl Res 40:545–551

Stamatis C, Suchentrunk F, Sert H, Triantaphyllidis C, Mamuris Z (2007) Genetic evidence for survival of released captive-bred brown hares *Lepus europaeus* during restocking operations in Greece. Oryx 41:548–551

Stiegler J, Kiemel K, Eccard J, Fischer C, Hering R, Ortmann S, Strigl L, Tiedemann R, Ullmann W, Blaum N (2021) Seed traits matter—Endozoochoric dispersal through a pervasive mobile linker. Ecol Evol 11:18477–18491

Stieve H (1952) Zur Fortpflanzungsbiologie des europäischen Feldhasen (*Lepus europaeus* Pallas) [in German]. Zool Anz 148:101–114

Strauß E, Grauer A, Bartel M, Klein R, Wenzelides L, Greiser G, Muchin A, Nösel H, Winter A (2008) The German wildlife information system: population densities and development of European Hare (*Lepus europaeus* PALLAS) during 2002–2005 in Germany. Eur J Wildl Res 54:142–147

Stroh G (1931) Zwei sichere Altersmerkmale beim Hasen [in German]. Berlin Tierärztl Wschr 12:180–181

Suchentrunk F, Willing R, Hartl GB (1991) On eye lens weight and other age criteria of the brown hare (*Lepus europaeus* Pallas, 1778). Z Säugetierkd 56:365–374

Suchentrunk F, Ben Slimen H, Stamatis C, Sert H, Scandura M, Apollonio M, Mamuris Z (2006) Molecular approaches revealing prehistoric, historic, or recent translocations and introductions of hares (genus *Lepus*) by humans. Hum Evol 21:151

Suchomel J, Šipoš J, Čepelka L, Heroldová M (2019) Impact of *Microtus arvalis* and *Lepus europaeus* on apple trees by trunk bark gnawing. Plant Prot Sci 55:142–147

Tapper SC, Barnes RFW (1986) Influence of farming practice on the ecology of the brown bare (*Lepus europaeus*). J Appl Ecol 23:39–52

Ullmann W, Fischer C, Pirhofer-Walzl K, Kramer-Schadt S, Blaum N (2018) Spatiotemporal variability in resources affects herbivore home range formation in structurally contrasting and unpredictable agricultural landscapes. Landsc Ecol 33:1505–1517

Ullmann W, Fischer C, Kramer-Schadt S, Pirhofer-Walzl K, Glemnitz M, Blaum N (2020) How do agricultural practices affect the movement behaviour of European brown hares (*Lepus europaeus*)? Agric Ecosyst Environ 292:106819

Vaughan N, Lucas E-A, Harris S, White PCL (2003) Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. J Appl Ecol 40:163–175

Viviano A, Mori E, Fattorini N, Mazza G, Lazzeri L, Panichi A, Strianese L, Mohamed WF (2021) Spatiotemporal overlap between the European brown hare and its potential predators and competitors. Animals 11:562

Voigt U, Siebert U (2019) Living on the edge – circadian habitat usage in pre-weaning European hares (*Lepus europaeus*) in an intensively used agricultural area. PLoS ONE 14:e0222205

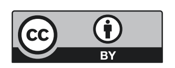
Weber D (2017) Feldhasen fördern funktioniert! Haupt Verlag, Bern

Weber D, Roth T, Kohli L (2019) Increasing brown hare (*Lepus europaeus*) densities in farmland without predator culling: results of a field experiment in Switzerland. Eur J Wildl Res 65:75

Weterings MJA, Moonen S, Prins HHT, van Wieren SE, van Langevelde F (2018) Food quality and quantity are more important in explaining foraging of an intermediate-sized mammalian herbivore than predation risk or competition. Ecol Evol 8:8419–8432

Weterings MJA, Ewert SP, Peereboom JN, Kuipers HJ, Kuijper DPJ, Prins HHT, Jansen PA, van Langeveld F, van Wieren SE (2019) Implications of shared predation for space use in two sympatric leporids. Ecol Evol 9:3457–3469

Wibbelt G, Frölich K (2005) Infectious diseases in European brown hare (*Lepus europaeus*). Wildl Biol Pract 1:86–93


BY



Der Nordamerikanische Waschbär in Deutschland – Hintergrund, Konfliktfelder & Managementmaßnahmen

4

The North American raccoon in Germany – background, areas of conflict & management measures

Berit Annika Michler, Francesco Dati
und Frank-Uwe Michler

Inhaltsverzeichnis

4.1 Kurzbeschreibung

Der Nordamerikanische Waschbär *Procyon lotor* (Linné, 1758) ist ein Mesoprädator aus der Ordnung der Carnivora und gehört zusammen mit den Nasenbären, Katzenfretts, Makibären und Wickelbären zur amerikanischen Raubtierfamilie der

B. A. Michler (✉)
Arbeitsbereich Ökologie & Walddynamik, Thünen-Institut für Waldökosysteme, Eberswalde, Deutschland
E-Mail: berit.michler@thuenen.de

F. Dati
Gesellschaft für Wildökologie & Naturschutz e. V., Marburg, Deutschland

F.-U. Michler
Fachbereich Wald & Umwelt, Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde, Eberswalde, Deutschland
E-Mail: frank.michler@hnee.de

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_4

Kleinbären (Procyonidae), welche zumeist in den Tropen und Subtropen vorkommen (Hunter und Barrett 2012). Die frühesten Procyoniden entwickelten sich vor ca. 30 Mio. Jahren in Europa und besiedelten von dort aus Asien und Nordamerika. Die Gattung *Procyon* entstand vor über 5 Mio. Jahren im unteren Pliozän in Mittelamerika (Koepfli et al. 2007) und besteht aus drei rezenten Arten (*P. lotor, P. cancrivorus, P. pygmaeus*). Procyoniden gehören zu den am wenigsten auf Fleischverzehr fixierten Vertretern der Carnivoren, die meisten Arten sind Allesfresser. Der Nordamerikanische Waschbär ist eine der weltweit am stärksten omnivor ausgerichtete Säugetierart (Hunter und Barrett 2012). Er ist ein mittelgroßer Raubsäuger mit einem gedrungenen Rumpf (gebogene Wirbelsäule) und relativ kurzen Extremitäten. Der Körperbau entspricht der Lebensweise eines Generalisten. Die 40 Zähne zeigen eine geringe Spezialisierung, weshalb Waschbären in der Lage sind, sowohl Nüsse zu knacken als auch Fleisch zu zerschneiden (Hohmann 2005).

Aufgrund teils gezielter, teils unbeabsichtigter Aussetzungen existieren heute mehrere stabile außeramerikanische Vorkommen von *Procyon lotor* – so kommt er als allochthone Art auf einigen Inseln (Prince Edward Island, Bahamas, Guadeloupe, Barbados) sowie in vier asiatischen Ländern (Japan, Aserbaidschan, Georgien, Iran) und 27 europäischen Ländern vor (inkl. Russland), wobei er seinen europäischen Verbreitungsschwerpunkt in Deutschland hat (Gehrt 2003; Tomaschek 2008; Müntinga 2022; Fischer et al. in print).

Waschbären zählen zu den erfolgreichsten Raubtieren Nordamerikas, die eine Vielzahl an Habitaten besiedelt haben. In Deutschland sind die Tiere mittlerweile in allen Bundesländern verbreitet (mit Vorkommensschwerpunkten in den östlichen Bundesländern sowie Hessen und Niedersachsen; Baudach et al. 2022; Müntinga 2022; siehe Abb. 4.1).

Waschbären sind überwiegend nachtaktiv und leben bevorzugt in gewässerreichen Laub- und Mischwäldern (Abb. 4.2). Aufgrund ihrer enormen Anpassungsfähigkeit kommen sie zunehmend auch in Bergwäldern, Salzwiesen und urbanen Gebieten vor. Als ausgeprägte Kulturfolger und urbanophile Art sind sie erfolgreich in Städte vorgedrungen (Hoffmann und Gottschang 1977; Hohmann et al. 2001; Michler 2004). Waschbären sind Generalisten und ernähren sich vorwiegend von dem, was leicht und in großen Mengen verfügbar ist. Das Nahrungsspektrum variiert dabei stark in Abhängigkeit vom Lebensraum und der Jahreszeit – grundsätzlich ernähren sich die Tiere in Deutschland zu ca. 50 % von Wirbellosen (vor allem Regenwürmer und Mollusken), zu 30 % von pflanzlichen Bestandteilen (Baumfrüchte und Obst) und zu 20 % von Wirbeltieren (v. a. Fische, Amphibien, Kleinsäuger; Michler 2020).

Aufgrund ihrer kognitiven Leistungen, verbunden mit einem ausgeprägten haptischen Lernvermögen sowie ihren hoch entwickelten taktilen Fähigkeiten, gehören Waschbären zu den intelligentesten Säugetieren der Welt (Zeveloff 2002).

4.2 Hintergrund

Das Interesse neuerer zoologischer Studien richtet sich in zunehmendem Maße auf die funktionale Rolle der Tiere in den Ökosystemen und ihre Wirkung auf diese (Holtmeier 2002). Nicht zuletzt haben die zunehmenden Diskussionen über die Ursachen

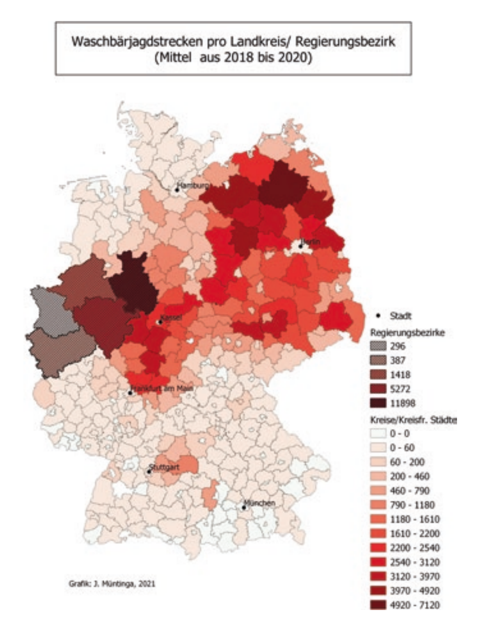


Abb. 4.1 Verbreitung des Waschbären in Deutschland auf der Grundlage der gemeldeten Jagdstrecken (inkl. Todfunde) für die Jagdjahre 2017/2018 bis 2019/2020 bezogen auf die Landkreise und kreisfreien Städte bzw. Regierungsbezirke (NRW). Die Landkreise um die beiden wichtigsten Gründerpopulationen am Edersee (Nordhessen; 1934) und in Wolfshagen (Ostbrandenburg; 1945) stellen noch immer die größten Vorkommensschwerpunkte in Deutschland dar. Seit den 2000er-Jahren ist ein vermehrtes Zusammenwachsen beider Kerngebiete zu beobachten, wobei das Bundesland Sachsen-Anhalt als Bindeglied fungiert. Grafik: J. Müntinga

Fig. 4.1 Distribution of raccoons in Germany based on the reported hunting bag data for the hunting years 2017/2018 to 2019/2020 in relation to the counties and independent cities or administrative districts (NRW). The counties around the two most important founder populations at Lake Eder (North Hesse; 1934) and Wolfshagen (East Brandenburg; 1945) still represent the main distribution areas in Germany. Since the 2000s, there has been an increased convergence of the two core areas, with the state of Saxony-Anhalt acting as a link. Map: J. Müntinga

und die Funktion der Biodiversität in den Ökosystemen, beispielsweise die Ansiedlung von fremden Arten, die Wirkungen der Tiere in ihrem Lebensraum stärker ins Blickfeld rücken lassen. Die Auswirkungen von Neozoen auf die Biodiversität sind eine der größten Herausforderungen der Naturschutzbiologie (Sala et al. 2000).

Seit den 1990er-Jahren tritt der in Deutschland mittlerweile fest etablierte neozonale Kleinbär verstärkt in Erscheinung und ist damit Auslöser kontroverser Diskussionen über negative Auswirkungen auf einheimische Tierarten sowie über seine Rolle als potenzieller Krankheitsüberträger. Die Beurteilung der ökologischen und ökonomischen Rolle des Waschbären schwankte seit seiner Einbürgerung beträchtlich und hing stark von den vorherrschenden Intentionen und vom jeweiligen Zeitgeist ab (Bartussek 2004). In den letzten Jahren sind Richtlinien und Kriterien zur naturschutzfachlichen Einstufung und zum Management des Waschbären veröffent-



Abb. 4.2 Adulter Waschbär in einem Quellbach – ein geeigneter Waschbär-Lebensraum bietet neben genügend Nahrungsressourcen und geeigneten Schlaf- und Wurfplätzen auch eine dreidimensionale Struktur, um sich einer Gefahr durch Klettern zu entziehen. (Foto: I. Bartussek)
Fig. 4.2 Adult raccoon in a small creek – suitable raccoon habitat provides sufficient food resources and suitable den sites and natal dens, as well as a three-dimensional structure to escape danger by climbing. (Photo: I. Bartussek)

licht worden (Nehring et al. 2015; Scheibner et al. 2015), dennoch herrscht weiterhin Uneinigkeit in Bezug auf den konkreten Umgang mit dieser gebietsfremden Tierart. Dies ist nicht zuletzt auf eine mangelnde wissenschaftliche Datengrundlage zurückzuführen. Nach wie vor fehlt es an evidenzbasierten Erkenntnissen zu den Auswirkungen der Waschbärenbesiedlung vor allem in naturnahen Lebensräumen und somit zur ökologischen Einnischung des Waschbären in die autochthone Faunengemeinschaft.

4.3 Kenntnisstand zu den Auswirkungen der Waschbärenbesiedlung in Deutschland

4.3.1 Ökonomische Schäden durch Waschbären

Im Gegensatz zu seiner nordamerikanischen Heimat verursacht der Waschbär in Europa bislang nur geringe wirtschaftliche Schäden (Gehrt 2003; Michler und Michler 2012).

Waschbären haben eine Vorliebe für pflanzliche Nahrung (insbesondere Obst wie Kirschen, Pflaumen, Weintrauben; Abb. 4.3) und können im Sommer bei ausreichendem Angebot zu reinen Vegetariern werden (Michler 2020). Während der Sommer- und Herbstmonate fressen sich die Tiere mit energiehaltigem Futter wie Getreide (v. a. Mais), Baumfrüchten (Eicheln, Bucheckern) und Obst ihre Fettreserven für den Winter an. Dadurch können sie durch Fraßschäden auch Ernteverluste in Obstplantagen und landwirtschaftlichen Nutzflächen verursachen (Hohmann und Bartussek 2011). Häufig kommt an solch reichhaltigen Nahrungsquellen der gesamte Sozialverband der lokalen Waschbärenpopulation zusammen (matrilinear organisierte Strukturen; Hohmann 1998; Michler 2018), sodass z. B. einzelne Obstbäume oder Weinreben innerhalb weniger Nächte fast vollständig abgeerntet werden können. Verglichen mit Fraßschäden durch zum Beispiel Starenschwärme (ein durchschnittlicher Schwarm von ca. 10.000 Staren vertilgt bei einem individuellen Kalorienbedarf von 170 kJ z. B. über 900 kg Süßkirschen pro Tag; NABU – Fakten zum Star), bleiben die durch Waschbären verursachten Schäden aufgrund der vergleichsweise geringen Populationsdichten vernachlässigbar und werden in der



Abb. 4.3 Kirschbäume werden während der Fruktuationszeit gerne von Waschbären aufgesucht und können innerhalb weniger Nächte nahezu vollständig abgeerntet werden (links). Telemetrische Untersuchungen in Kassel haben gezeigt, dass Stadtwaschbären in 70 % der Fälle Gebäude als Tagesschlafplätze nutzen, mehr als die Hälfte davon sind ganzjährig bewohnte Häuser (rechts; Michler et al. 2004). (Fotos: I. Bartussek)

Fig. 4.3 Cherry trees are popular places to visit by raccoons during the fruiting season and can be almost completely harvested within a few nights (left). Telemetric studies in Kassel have shown that, in 70 % of cases, urban raccoons use buildings as den site. More than half of them are year-round inhabited houses (right; Michler et al. 2004). (Photos: I. Bartussek)

Regel als Bagatelldelikte wahrgenommen. So liegt der Fraßschaden beispielsweise während der Traubenreife bei einer angenommenen Abundanz von zehn Waschbären pro km² (Michler 2004, 2018) und einem täglichen Nahrungsbedarf von 250 g (Michler 2020) bei maximal 2500 g Weintrauben pro Tag. Auch Untersuchungen über Schäden beim Futtermais haben gezeigt, dass die Verluste durch Waschbären weit unter einem Prozent bleiben (Rivest und Bergeron 1981).

Eine andere Schadsituation zeigt sich im urbanen Raum. Hier erreicht der urbanophile Kleinbär Populationsdichten von bis zu 100 Tieren pro km² (Michler 2004) – Dichten, die von keinem vergleichbaren Raubsäuger erreicht werden. Durch die Nutzung von Wohnhäusern als Schlaf- resp. Wurfplatz können an Gebäuden kostspielige Schäden entstehen (zerstörte Dachisolierung, Schäden durch Kot und Urin etc.). Auch der Verlust von Nutz- und Haustieren (z. B. Geflügel) kann im Siedlungsraum ökonomische Auswirkungen haben.

Ergebnisse aus einem umfangreichen Forschungsprojekt zur Lebensweise urbaner Waschbärenvorkommen (Hohmann et al. 2001; Michler et al. 2004) und langjährige Erfahrungen aus Anwohnerberatungen in Kassel (Nordhessen) und anderen Städten (u. a. Berlin, Magdeburg) haben gezeigt, dass durch die Anwendung eines präventiven Konfliktmanagements die vorhandenen Problemfelder effektiv und nachhaltig eliminiert bzw. minimiert werden können (Michler 2004; siehe Abschn. 4.5.6).

4.3.2 Waschbären als Vektor für Krankheiten und Parasiten

Während Waschbären in ihrer autochthonen Heimat ein relativ breites Spektrum an zoonotisch relevanten Krankheitserregern aufweisen (Gey 1998; Rosatte 2000; Gehrt 2003), spielen sie im mitteleuropäischen Raum bei der Übertragung von humanpathogenen Erregern gegenwärtig kaum eine Rolle (Beltrán-Beck et al. 2012; Schwarz et al. 2015). Aktuelle Daten haben ergeben, dass sich das Erregerspektrum der in Deutschland wildlebenden Waschbären deutlich von dem der nordamerikanischen Waschbären unterscheidet (Gey 1998; Stope 2019).

In Mitteleuropa wurden bisher einige potenzielle Zoonoseerreger bei wildlebenden Waschbären beschrieben (Hepatitis E-Virus, *Cryptosporidium* spp., *Sarkocystis* spp., *Toxoplasma gondii*, *Alaria alata*, *Mesocestoides* spp.; Beltrán-Beck et al. 2012; Stope 2019; Heddergott 2020a), jedoch ist bisher nur der Nematode *Baylisascaris procyonis* als ernsthafte parasitäre Zoonose in Erscheinung getreten (Gey 1998; Bauer 2011). Insgesamt ist das epidemiologische Risiko des Waschbären in Mitteleuropa derzeit als gering einzuschätzen (Gey 1998; Beltrán-Beck et al. 2012; Michler und Michler 2012).

Der Waschbär ist kein Wirtstier für den Fuchsbandwurm (*Echinococcus multilocularis*) und in Mitteleuropa bisher nur vereinzelt als Träger von Trichinen (*Trichinella spiralis*) in Erscheinung getreten (Kornacka et al. 2019; Stope 2019).

Als parasitäre Erkrankung wurde bei Waschbären der Befall mit Mesozerkarien von *Alaria alata* dokumentiert (Duncker´scher Muskelegel; Michler et al. 2009; Rentería-Solís et al. 2013), wobei dieser Trematode (ebenso wie Trichinen) trotz

des potenziell zoonotischen Charakters aufgrund der nicht relevanten Verarbeitung von Waschbär-Wildbret aktuell keine Gefahr für den Menschen darstellt.

In Fällen schlechter konditioneller Verfassung kann beim Waschbären in Ausnahmefällen Räude (*Sarcoptes scabiei*) auftreten, bisher sind in Deutschland jedoch nur wenige Einzelfälle bekannt geworden (z. B. Kassel, Berlin, Harz; Michler et al. 2009; Rentería-Solís et al. 2014b). Auch in Gebieten mit massivem Räudebefall anderer Raubsäuger (u. a. Fuchs, Marderhund, Wolf, Dachs) fiel bei Untersuchungen von Waschbären das Fehlen von Sarcoptes-Milben auf, sodass Waschbären bisher nicht als Vektor für Räudemilben in Erscheinung getreten sind. Gründe dafür werden in einer geringen Suszeptibilität gegenüber *Sarcoptes scabiei* sowie geringen ökologisch-parasitären Wechselwirkungen der potenziellen Wirtsarten (geringe Kontagiösität) gesehen (Rentería-Solís et al. 2014b). Auch der bei Waschbären dokumentierte regelmäßige Wechsel der Übertagungsplätze (u. a. Hohmann 1998; Michler et al. 2004; Michler 2018) scheint ein effektiver Schutz vor Ektoparasiten zu sein (Gehrt 2003).

Dagegen ist der Waschbär – wie nahezu alle heimischen Carnivorenarten – potenzieller Träger von caninen Staupeviren (CDV). Bei Staupe handelt es sich um eine ubiquitär verbreitete, meist akut verlaufende Viruskrankheit (Morbilliviren aus der Familie der Paramyxoviridae; Appel und Summers 1995; Pomeroy et al. 2008). Die Übertragung erfolgt durch direkten Kontakt zwischen den Tieren (Tröpfcheninfektion) oder indirekt durch Kontakt von Sekretausscheidungen erkrankter Tiere. Staupe ist keine Zoonose und somit nicht auf den Menschen übertragbar, wogegen sie durch eigenständige Infektionszyklen unter Wildtieren eine große epidemiologische Bedeutung erlangen kann (Williams 2001). Für Waschbären ist Staupe, sowohl in Nordamerika als auch in Mitteleuropa, die häufigste natürliche Todesursache (Gehrt 2003; Rentería-Solís et al. 2014a, Michler 2018).

In Nordamerika spielt nach der caninen Staupe die Waschbärtollwut die bedeutendste Rolle als Mortalitätsfaktor (Gehrt 2003). Hierbei handelt es sich um eine Rabiesvirus-Vaiante, die sich (ähnlich wie andere Rabiesvirus-Varianten beispielsweise bei Stinktieren und Polarfüchsen) bei Nordamerikanischen Waschbären entwickelt hat. Deutschland ist nach den Kriterien der Weltorganisation für Tiergesundheit (OIE) seit 2008 als tollwutfrei eingestuft – der letzte dokumentierte Fall einer terrestrischen Tollwut (Rabiesvirus, Genotyp 1) wurde Anfang 2006 bei einem Fuchs in Rheinland-Pfalz diagnostiziert. Eine Risikobewertung zur Tollwut-Epidemiologie des Waschbären in Deutschland findet sich bei Vos et al. (2012).

In Europa gilt aktuell als einzig bedeutender humanpathogener Zoonoseerreger der Waschbärspulwurm *Baylisascaris procyonis* aus der Ordnung der Ascaridiada (Bauer et al. 1992; Gey 1998), der in der mitteldeutschen Population Befallsraten von teilweise über 80 % erreicht (Anheyer-Behmenburg 2013; Heddergott 2020b). Im nordöstlichen Verbreitungsgebiet (Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern) konnte beim Waschbären bislang keine Prävalenz mit diesen Nematoden nachgewiesen werden (Lux und Priemer 1995; Rentería-Solís 2015; Schwarz et al. 2015; Michler 2020; Heddergott et al. 2020; siehe Abb. 4.4). Somit unterscheiden sich die Tiere der mittel- und nordostdeutschen Waschbärenpopulation nicht nur genetisch

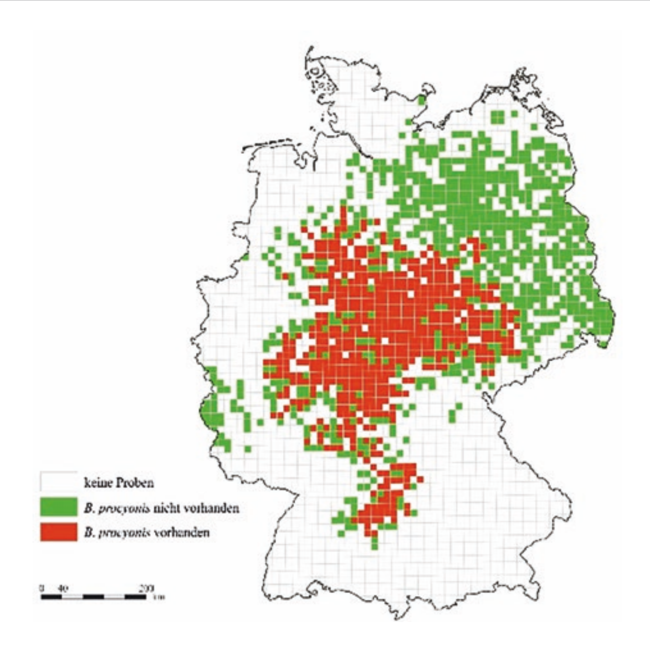


Abb. 4.4 Verbreitung des Waschbärspulwurms auf Basis der 10 × 10-km-Referenzgitter ETRS89-LAEA5210 EEA in den Vorkommensgebieten des Waschbären in Deutschland. Die Karte zeigt den Kenntnisstand zum Vorkommen von *Baylisascaris procyonis* auf der Grundlage von Sektionsanalysen (n = 8104 Waschbären) in der Zeit von 2008 bis 2018. Dabei wurde *B. procyonis* in 113 Landkreisen bzw. kreisfreien Städten mit einer mittleren Prävalenz von 43,6 % (34,4–49,7 %) nachgewiesen. Karte M. Heddergott

Fig. 4.4 Distribution of the raccoon roundworm based on the 10 × 10-km reference grids ETRS89-LAEA5210 EEA in the areas of occurrence of the raccoon in Germany. The map shows the state of knowledge on the occurrence of *Baylisascaris procyonis* based on section analyses (n = 8,104 raccoons) from 2008 to 2018, with *B. procyonis* detected in 113 administrative districts with a mean prevalence of 43.6 % (34.4–49.7 %). Map M. Heddergott

voneinander (Fischer et al. 2015), sondern auch hinsichtlich der Parasitenfauna (Gey 1998; Frantz et al. 2021).

In seltenen Fällen kann der Mensch als Fehlzwischenwirt fungieren und sich über die akzidentelle, orale Aufnahme von infektiösen Spulwurmeiern infizieren und an einer sogenannten Humanen Baylisascariose erkranken (Bauer 2013). Dabei können verschiedene Verlaufsformen einer Larva migrans (Wanderlarven; kurz LM) auftreten: die viscerale LM, okulare LM oder neurale LM, wobei die neurale Larva migrans die schwerste Verlaufsform darstellt. Empirische Daten zeigen jedoch, dass eine Humane Baylisascariose auch in stark durchseuchten urbanen Habitaten nur sehr selten auftritt. So sind in Mitteleuropa seit der Einbürgerung des Waschbären in den 1930er-Jahren lediglich ein Fall einer okularen LM (Küchle et al. 1993) sowie zwei Fälle einer (asymptomatischen) visceralen LM dokumentiert worden (Conraths et al. 1996) – in allen drei Fällen hatten die Betroffenen engen Kontakt mit handaufgezogenen Waschbären (Bauer 2011). Daten aus Nordamerika zeigen jedoch, dass subklinische bzw. asymptomatische Infektionen

häufiger vorkommen können (Sapp et al. 2016). Bei einer Studie an Kleinkindern (1–4 Jahre) in den USA (Chicago) wurden bei 8 % der Kinder Antikörper gegen *B. procyonis* gefunden – keines der serologisch positiven Kinder zeigte klinische Symptome (Murrey und Kazacos 2004).

Die Verlaufsform einer klinischen neuralen LM ist bisher nur bei 23 Patienten in Nordamerika dokumentiert worden. Hierbei handelte es sich überwiegend um Kleinkinder < 2 Jahren (n = 13 Fälle) sowie Patienten mit geistiger Behinderung (n = 7 Fälle). In sechs Fällen führte die neurale LM nach einer eosinophilen Meningoencephalitis zum Tod. Es wird vermutet, dass Geophagie (Essen vom Boden) einen wesentlichen Risikofaktor für eine Baylisascariose darstellt (Bauer 2013).

Trotz der zum Teil hohen Prävalenzraten von *B. procyonis* in Mitteldeutschland ist die Dokumentationsrate für humane Infektionen in Deutschland verschwindend gering, und es gibt derzeit keine Anzeichen für ein erhöhtes Infektionsrisiko (Anheyer-Behmenburg 2013; Schwarz et al. 2015). Gerade im naturnahen Bereich, wo die Kontaktraten zwischen Mensch und Wildtier gering sind, ist daher auch in den nächsten Jahrzehnten nicht mit einer erhöhten Transmissionsgefahr des Spulwurms zu rechnen. Es wird vermutet, dass einzelne infizierte Waschbären, die in spulwurmfreie Gebiete immigrieren, nicht ausreichen, um den Infektionszyklus über die Zwischenwirte in Gang zu setzen. Ein weiterer bestimmender Faktor stellt die Nahrungsgrundlage der Tiere in den betreffenden Gebieten dar – sprich die Frage, inwieweit die für den Entwicklungszyklus notwendigen Zwischenwirte (Kleinnager) auf dem Speiseplan des Waschbären stehen (Michler 2020).

Für den Siedlungsraum wird allerdings aufgrund der zunehmenden Urbanisierung des Waschbären und dem daraus resultierenden intensiveren Kontakt zu Menschen und Haustieren (Michler 2004) ein kontinuierliches Monitoring und eine verstärkte Aufklärung über die potenziellen Risiken empfohlen (Prange et al. 2003; Sapp et al. 2016). Durch die Einhaltung grundlegender Hygienemaßnahmen lässt sich das Risiko, an einer Humanen Baylisascariose zu erkranken, nahezu vollständig eliminieren (siehe Abschn. 4.5.6).

Im Falle eines eventuell zukünftig notwendigen humanökologischen Managements ist zu erwähnen, dass die Tierart Waschbär sehr empfänglich auf Ködermaterial reagiert (Blackwell et al. 2004; Vos et al. 2012; Michler 2018) und bereits erfolgte (wurmabtötende) Beköderungsstrategien sich als sehr effektiv erwiesen haben (Rosatte et al. 1992; Smyser et al. 2010; Page et al. 2011).

4.3.3 Ökologische Auswirkungen des Waschbären

Das Management invasiver Arten ist eine Disziplin, die häufig mit voreingenommenen Ansätzen und methodischen Einschränkungen kämpft, wenn es darum geht, die Auswirkungen von Arten einzuschätzen (Bonanno 2016). Die hohe Plastizität des Waschbären, gerade auch in Bezug auf unterschiedliche Nahrungsquellen, macht es schwierig, seine Rolle innerhalb seines neuen Verbreitungsgebietes vor dem Hintergrund einer potenziellen Gefahr für einheimische Arten zu bewerten. Hierbei spielt

die Kenntnis der Nahrungsgewohnheiten für die Charakterisierung der Biologie einer Art eine unabdingbare Rolle (Boitani und Fuller 2000).

Ob die Anwesenheit des anpassungsfähigen Waschbären in Deutschland nachhaltige, negative ökologische Folgen haben wird, lässt sich aufgrund einer relativ geringen Wissensbasis noch nicht endgültig beantworten. Ein grundsätzlicher Prädations- bzw. Konkurrenzdruck auf bestimmte Tierarten konnte für den Waschbären jedoch bislang nicht nachgewiesen werden und gilt aufgrund seiner mangelnden Nahrungsspezialisierung auch als unwahrscheinlich (Lutz 1995; Gebhardt et al. 1996; Hohmann 2000; Schwan 2003; Stahl 2010; Becker 2011; Engelmann et al. 2011; Michler 2020). Eine groß angelegte Metastudie zur Prädation von heimischen Vogelarten (Rauhfußhühner, Glattfußhühner, Limikolen, Greifvögel, Eulen und Singvögel) wertete über 1000 wissenschaftliche Untersuchungen aus – in keiner dieser Studien wurde der Waschbär als Prädator aufgeführt (Probst 2014).

Diesem Wissensstand gegenüber stehen Berichte, dass der Waschbär durch Prädation von insbesondere Vögeln, Amphibien und Reptilien auf lokaler Ebene einen gewissen negativen Einfluss haben kann (Günther und Hellmann 2002; Anastasiadis 2011; Stubbe 2011; Schneeweiss et al. 2019; Saghir und Panienka 2021). Für diese angenommenen populationsbeeinflussenden Prädationsereignisse von beispielsweise Graureihern, Wanderfalken, Uhus, Rotmilanen und Mauerseglern (Nicolai 2006; Henze und Henkel 2007; Schrack 2010; Görner 2011; Helbig 2011; Tolkmitt et al. 2012) existieren bis dato allerdings keine wissenschaftlichen Studien mit einem systematischen Ansatz bzw. einer fundierten, reproduzierbaren Methodik, ohne die es selbst mit eingeschränktem Prädatorenspektrum nicht möglich ist, die Bedeutung einzelner Arten zu erkennen (Hartmann 2002). Das Bilden von Zusammenhängen, die allein auf parallelen Entwicklungen fußen (zunehmende Verbreitung des Waschbären gegenüber Rückgang von potenziellen Beutepopulationen), ist wissenschaftlich nicht referenzierbar. Häufig hängt ein derartiges Missverständnis damit zusammen, dass Korrelation (statistischer Zusammenhang) und Kausalität (Ursache/Wirkung) verwechselt werden.

4.3.3.1 Prädation bei Vögeln

Unter normalen Umständen halten Vogelpopulationen verhältnismäßig hohe Prädationsraten aus, ohne nachhaltig abzunehmen (Tolkmitt et al. 2012). Selbst sehr hohe Prädationsraten sind nicht notwendigerweise ein Nachweis für die substantielle und dauerhafte Minimierung von Beutepopulationen (Valkama et al. 2005). Bei Singvogelpopulationen sind bestandsgefährdende Prädationsraten bisher nur in Ausnahmefällen bekannt geworden (Bellebaum 2002). Bereits eine in den 60er-Jahren stattgefundene Langzeitstudie zur Kohlmeise (*Parus major*) in Holland (Kluijver 1966) bestätigte, dass Singvögel sehr hohe jagdliche Nutzungsraten verkraften können (Zusammenfassung in Kalchreuter 1994). Auch McCulloch et al. (1992) konnten durch eine über mehr als drei Jahrzehnte andauernde Studie der EU-Kommission keinen Zusammenhang zwischen Bejagungsintensität und Bestandstrend von Singvögeln in Europa nachweisen. Die Populationen der einzelnen Arten fluktuierten unabhängig vom Jagddruck. Nach gegenwärtigem Kenntnisstand können Raubsäuger bei Prädationsverlusten mitunter eine spürbare Rolle spielen, doch ist bei

Analogieschlüssen grundsätzlich Vorsicht geboten, da die Gründe für die Verluste verschiedener Arten im selben Gebiet sehr unterschiedlich sein können (Übersicht bei Bellebaum 2002). Große Bedeutung wird in der öffentlichen Diskussion den Neozoen unter den Raubsäugern beigemessen. Allerdings gibt es in Deutschland mit Ausnahme des Amerikanischen Minks (*Neovison vison*; Zschille et al. 2014) bislang keine Belege dafür, dass sie im Prädationsgeschehen tatsächlich bedeutsam wären (Langgemach und Bellebaum 2005; Probst 2014). Neben Raubsäugern können zahlreiche andere Säugetier- und Vogelarten Brutverluste verursachen. So wird beispielsweise immer wieder der enorme Prädationseinfluss von Hauskatzen auf Singvögel in den verschiedensten Ökosystemen hervorgehoben (George 1974; Liberg 1982, Zusammenstellung bei Hackländer et al. 2014; Weggler 2020), da diese auch tagsüber jagen und in teilweise sehr hohen Populationsdichten vorkommen. Auch verschiedene Greifvogelarten wie Sperber, Habicht und Uhu werden häufig als Hauptprädatoren identifiziert (Zusammenstellung bei Probst 2014). Eine tatsächlich bestandsregulierende Wirkung können allerdings nur Arten haben, die sich als gezielte Jäger auf ein bestimmtes Beutespektrum spezialisiert haben (z. B. Amerikanischer Mink, Frettchen; Bodey et al. 2011; Zschille et al. 2014). Hochgradig generalistische Arten wie der Waschbär sind nur unter sehr spezifischen Voraussetzungen (z. B. Inselpopulationen) in der Lage, den Gesamtbestand von Arten nachhaltig zu beeinflussen.

Als zusätzlicher Aspekt wird der Waschbär in Deutschland immer wieder für den schlechten Bruterfolg von Boden- und Höhlenbrütern verantwortlich gemacht (Helbig 2011). Dabei bestehe die vom Waschbären ausgehende Gefahr nicht nur im Fressen und Zerstören von Gelegen sowie im Erbeuten von Jungtieren und Altvögeln, auch die Nutzung von Horsten als Schlafplatz könne zu einer Verdrängung von Vögeln aus ihren Brutstätten (Horste) führen und stelle ein wachsendes Problem dar (Görner 2009). Systematische Untersuchungen konnten dagegen keinen signifikanten Einfluss des Waschbären auf Greifvogelbruten ermitteln (Schütz et al. 2020). Auch alle bisher vorliegenden Telemetriestudien zum Waschbären in Europa liefern keinen Anhaltspunkt für eine vorhandene Konkurrenzsituation bezogen auf die Requisite Horst (Übersicht bei Michler 2018; siehe Abschn. 4.5.1).

4.3.3.2 Prädation bei Amphibien & Reptilien

Amphibien wurden als Beuteobjekte bislang nur in wenigen Studien dokumentiert und haben vermutlich im allochthonen Verbreitungsgebiet eine deutlich höhere Bedeutung als Nahrungskategorie. Über die Wechselwirkungen von Waschbären mit nativen Amphibienarten ist derzeit noch nicht viel bekannt. Andere Raubsäuger wie Mink oder Marderhund scheinen die heimische Herpetofauna nur in kleineren isolierten Populationen zu gefährden, denn der Prädationsdruck verursacht wenn nur lokal temporäre Bestandseinbrüche, die offenbar mittelfristig wieder ausgeglichen werden (Dunstone 1993; Zschille et al. 2004; Drygala et al. 2013). Für den Waschbären kann nach derzeitigem Wissensstand von einer ähnlichen Wirkungsweise ausgegangen werden. Trotz zum Teil saisonal hoher Nutzungsraten (bis zu 20 % Biomasse) wird eine generelle Gefährdung von Amphibien in den betreffenden Studien ausgeschlossen und der Einfluss als lokal und zeitlich begrenzt beschrieben (Schwan

2003; Bartoszewicz et al. 2008; Lüning und Zucchi 2010; Engelmann 2011; Michler 2020). In Anbetracht der allgemein hohen Reproduktionsraten von Amphibien (Günther 1996) ist nicht davon auszugehen, dass diese Nahrungskategorie durch den Waschbären langfristig so stark dezimiert wird, dass mit negativen Bestandstrends zu rechnen ist. Stärker auf Amphibien spezialisierte Fressfeinde wie Graureiher, Weißstorch, Kranich, Iltis und einige Fischarten (z. B. Blaubandbärbling) können hier unter Umständen eine deutlich größere Rolle spielen (Günther 1996; Jolley et al. 2010; Conz und Stübing 2017; siehe Abschn. 4.5.5). Die aktuellen Gefährdungsursachen für Amphibien liegen in erster Linie in der Habitatzerstörung bzw. -zerschneidung, der Trockenlegung von Flächen und der Intensivierung der Landwirtschaft bzw. dem Einsatz von Chemikalien (Weißmair 1996). Auch der Chytridpilz wird als zunehmender Faktor für den allgemeinen Rückgang der Amphibiendichten genannt (Hachtel et al. 2009).

Reptilien traten als Nahrungsobjekte für Waschbären in Europa bislang nicht in den Vordergrund (Lutz 1981; Engelmann 2011; Michler 2020). Bei einer Langzeitstudie zur Ökologie der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) wurden jedoch mehrere Prädationsereignisse durch Waschbären dokumentiert (Schneeweiss und Wolf 2009).

In den gemäßigten Breiten Nordamerikas gilt der Nordamerikanische Waschbär als geschickter Prädator adulter Wasserschildkröten verschiedener Arten. In diesem Zusammenhang sind vor allem hohe Prädationsraten der unechten Karettschildkröte (*Caretta caretta*) zu nennen (Engemann et al. 2003), welche aber vorwiegend auf Inseln zum Tragen kommen, auf denen das Nahrungsspektrum für Waschbären begrenzt ist und die Tiere häufig nahe der Umwelt-Kapazitätsgrenze leben (Parsons et al. 2013).

Neben dem allgemeinen Prädationsdruck wird häufig auch ein möglicher Konkurrenzdruck auf heimische Arten diskutiert. So wurde z. B. in Wildkatzenlebensräumen eine mögliche Konkurrenz im Hinblick auf Schlaf- und Wurfplatzressourcen diskutiert. Bei einer zeitgleich durchgeführten radiotelemetrischen Untersuchung von Waschbären und Wildkatzen (*Felis silvestris*) im Solling (Südniedersachsen) wurde deutlich, dass beide Arten ein ungleiches Raum-Zeit-Verhalten aufweisen und sich in gemeinsam genutzten Lebensräumen völlig unterschiedlich einnischen (Hohmann und Hupe 1998). Ebenso gibt es aufgrund der opportunistischen Lebensweise und der spezifischen Einnischung bezüglich des Nahrungsverhaltens des Waschbären (taktile Nahrungssuche) bislang keinen Anhaltspunkt für einen vorhandenen Konkurrenzdruck auf heimische Raubwildarten wie Dachs, Rotfuchs oder Baum- und Steinmarder (Lutz 1981). Erwähnt werden soll auch, dass keinerlei Hybridisierungen bekannt sind, die zu einer Gefährdung einheimischer Arten führen könnten.

Die in Amerika zahlreich durchgeführten Untersuchungen zur Nahrungsbiologie (Zusammenstellung bei Zeveloff 2002) können nur in beschränktem Maße zur Beurteilung seiner Einflüsse auf seinen mitteleuropäischen Lebensraum herangezogen werden (Holtmeier 2002), und auch innerhalb des allochthonen Verbreitungsgebietes bedingt die opportunistische Lebensweise des Waschbären eine nur geringe Übertragbarkeit vorhandener nahrungsökologischer Studien (siehe Zusammenstel-

lung bei Michler 2020). Um Aussagen zur Relevanz von Prädationsereignissen und somit zu den ökologischen Auswirkungen treffen zu können, muss zudem die Möglichkeit bestehen, die genutzten Nahrungskomponenten mit den im Gebiet vorhandenen Ressourcen in Zusammenhang zu bringen. Dieser Ansatz konnte erstmalig in einem langjährigen, integrierten Forschungsprojekt in einem naturnahen Lebensraum in Mecklenburg-Vorpommern (Müritz-Nationalpark) verfolgt werden (Michler 2018, 2020). Umfassende Nahrungsanalysen und Berechnungen zur Höhe bzw. Relevanz von Prädationsereignissen ergaben, dass Wirbeltierspezies überwiegend in sehr geringen Mengen entnommen wurden und zu den Arten gehörten, die eine hohe bzw. überdurchschnittlich hohe Abundanz im Gebiet aufwiesen. Die meisten im Gebiet vorhandenen geschützten Arten gehörten nicht zum Beutespektrum der Waschbären. Das vorhandene Nahrungsspektrum sprach eindeutig für eine hochgradig opportunistische Nutzung der gebietsspezifischen Nahrungsressourcen. Die Vermutung, dass der Einfluss des Waschbären auf einzelne Arten in einem anthropogen stärker beeinflussten Lebensraum aufgrund eines geringeren vorhandenen Nahrungsangebots größer ist, konnte für das Gebiet der nordostdeutschen Tiefebene anhand eines Referenzgebietes (Naturpark Feldberger Seenlandschaft) ebenfalls nicht bestätigt werden (Michler 2020). Vor dem Hintergrund abweichend ausgestatteter Habitate in anderen Lebensräumen kann ein mitunter lokaler Prädationseinfluss aufgrund von möglichen (saisonalen) Spezialisierungen aber grundsätzlich nicht ausgeschlossen werden.

Der Nachweis, ob und in welchem Umfang der Waschbär in bestimmten Gebieten unter den jeweils gegebenen Rahmenbedingungen eine lokale Bestandsgefährdung heimischer Arten verursachen kann, bleibt weiterhin in jedem Einzelfall aufwendig und schwierig. Aus wissenschaftlicher Sicht gibt es aus seinem allochthonen Verbreitungsgebiet auch bei fortschreitendem Populationswachstum derzeit keine wissenschaftlich reproduzierbaren Belege für einen negativen ökologischen Einfluss (Lutz 1980; Hohmann 2000; Winter et al. 2005; Becker 2011; Michler und Michler 2012; Michler 2020).

4.4 Rechtlicher Status des Waschbären

Der Waschbär ist in weiten Teilen Europas naturalisiert und galt nach bundesdeutschem Recht bis zur Änderung des Bundesnaturschutzgesetzes am 16.09.2017 als „heimische Tierart“ (BNatSchG § 7 Abs. 2 Nr. 7). Vom Bundesamt für Naturschutz wurde er als invasive Art eingestuft (Managementliste;[1] Nehring et al. 2015) und fällt nun begrifflich unter das BNatSchG § 7 Abs. 2 Nr. 9. Die hierbei verwendete

[1] Bei diesem Kriteriensystem handelt es sich um ein dreigliedriges Listensystem nach Essl et al. 2008 (Schwarze Liste, Graue Liste, Weiße Liste). Die Schwarze Liste (unterteilt in Warn-, Aktions- und Managementliste) enthält jene gebietsfremden Arten, die als invasiv gelten, da im jeweiligen Bezugssystem belegt ist, dass sie entweder heimische Arten direkt gefährden oder Lebensräume so verändern, dass dies (indirekt) heimische Arten gefährdet. Liegen für die Beurteilung der Invasivität einer betreffenden Art keine belegten Nachweise, sondern nur begründete Annahmen oder Hinweise vor, so wird die Art als potenziell invasiv bezeichnet und in die Graue Liste eingeordnet.

Methodik zur naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten (Nehring et al. 2013) wurde bislang anhand der Tiergruppe Fische getestet (Nehring et al. 2010) und wird seitdem auf die anderen Organismengruppen übertragen. In der aktuellen Roten Liste der Säugetiere Deutschlands ist der Waschbär als etabliertes Neozoon eingestuft (Meinig et al. 2020). Eine differenzierte Übersicht über die vorhandene wissenschaftliche Grundlage zur Einstufung geben Becker (2011) und Ocakdan (2020).

Der Waschbär ist im BJagdG nicht als jagdbare Art aufgeführt, wurde aber mittlerweile in alle 16 LJagdG aufgenommen. In sieben Bundesländern genießt der Waschbär festgesetzte Schonzeiten (BW, BE, HB, HE, NI, NW, RP), mitunter gelten für Jungtiere andere Festlegungen als für Alttiere (HB, HE, NI, NW, RP). In einigen Bundesländern (MV, HH, ST, SN, SH, SL, TH) ist er mit Ausnahme der Aufzuchtszeit (§ 22 Abs. 4 BJagdG, Elterntierregelung, Ausnahme BY) ganzjährig jagdbar und wiederum andere Bundesländer haben den Zeitraum für den Elterntierschutz (Setzzeit) über eine Durchführungsverordnung festgelegt (BB; siehe Tab. 4.1).

4.4.1 Gesetzliche Situation in Deutschland

4.4.2 EU-Verordnung über invasive gebietsfremde Arten

Für das Gebiet der Europäischen Union ist der Waschbär mit Wirkung zum 3. August 2016 Bestandteil der „Unionsliste der invasiven gebietsfremden Arten von unionsweiter Bedeutung, die vermutlich die europäische Artenvielfalt und Biodiversität bedrohen“ (Durchführungsverordnung EU 2016/1141). Die im Rahmen der Biodiversitätsstrategie erstellte Unionsliste ist in der EU-Verordnung über invasive gebietsfremde Arten (Invasive Alien Species; kurz: IAS) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 1. Januar 2015 verankert (Verordnung EU Nr. 1143/2014). Sie bildet eine rechtsverbindliche Handlungsgrundlage zum Schutz der biologischen Vielfalt vor invasiven Arten und sieht für bereits weitverbreitete Arten vor, geeignete Managementmaßnahmen zu identifizieren und umzusetzen. Damit eine gebietsfremde Art in diese Liste aufgenommen wird, muss unter anderem nachgewiesen werden, dass sie nach vorliegenden wissenschaftlichen Erkenntnissen erhebliche nachteilige Auswirkungen auf die Biodiversität oder die damit verbundenen Ökosystemleistungen hat.

Nach dem Inkrafttreten der EU-Verordnung 1143/2014 für invasive gebietsfremde Arten am 01.01.2015 erfolgte aufgrund der einzig vorhandenen Risikobewertung aus Großbritannien die Aufnahme des Waschbären in die Unionsliste. Der Waschbär war von Großbritannien für das britische Territorium als „moderate risk“ eingeschätzt worden (GB Non-native Organism Risk Assessment Scheme 2011). Obwohl Deutschland die größten Waschbärvorkommen außerhalb der USA und Kanada beherbergt (Gehrt 2003), fand ein diesbezüglich aktueller Wissensstand an-

Tab. 4.1 Jagdrechtliche Schon- und Jagdzeiten des Waschbären in den Bundesländern der BRD (Stand Mai 2022)

Bundesland	Statusgruppe	Schonzeit
Baden-Württemberg	adult	1. März bis 31. Juli
	juvenil	1. März bis 31. Juli
Bayern	adult	ganzjährig jagdbar#
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Berlin	adult	1. Februar bis 30. September
	juvenil	1. Februar bis 30. September
Brandenburg	adult	ganzjährig jagdbar**
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Bremen	adult	1. April bis 15. Juli
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Hamburg	adult	ganzjährig jagdbar*
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Hessen	adult	1. März bis 31. Juli
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Mecklenburg-Vorpommern	adult	ganzjährig jagdbar*
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Niedersachsen	adult	1. April bis 15. Juli
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Nordrhein-Westfalen	adult	1. März bis 31. Juli
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Rheinland-Pfalz	adult	1. März bis 31. Juli
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Saarland	adult	ganzjährig jagdbar*
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Sachsen	adult	ganzjährig jagdbar*
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Sachsen-Anhalt	adult	ganzjährig jagdbar*
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Schleswig-Holstein	adult	ganzjährig jagdbar*
	juvenil	ganzjährig jagdbar
Thüringen	adult	ganzjährig jagdbar*
	juvenil	ganzjährig jagdbar

* mit Ausnahme der Aufzuchtszeit, in der die für die Aufzucht der Jungtiere notwendigen Elterntiere nicht bejagt werden dürfen. Die Hauptaufzuchtszeit des Waschbären, in der die Jungtiere ohne Elterntier nicht ohne erhebliche Beeinträchtigung ihrer Gesundheit überleben würden, liegt in Deutschland nach Muschik et al. (2011) zwischen dem 1. März und 31. August
** Zeitraum für den Elterntierschutz vom 1. März bis 30. August über BbgJagdDV festgelegt (Begleitschreiben der Obersten Jagdbehörde zur DVO vom 18. Juli 2019)
§ 22 Abs. 4 (Elterntierregelung) ausgesetzt
juvenil = Entwicklungsstadium vor der Geschlechtsreife (im 1. Lebensjahr), adult = geschlechtsreife Waschbären (ab dem 2. Lebensjahr)

hand neuerer Literatur bzw. deutscher Studien bei dieser Bewertung keine Berücksichtigung. Deutschland hat im Dezember 2015 die Aufnahme des Waschbären auf die Unionsliste abgelehnt. Diese Ablehnung wurde mit der Feststellung be-

gründet, dass neun der gelisteten Arten – darunter auch der Waschbär – die Kriterien der EU-Verordnung nicht erfüllten (Umweltministerkonferenz 2015, TOP 26). Da bei der Abstimmung zur EU-Verordnung 1143/2014 nicht über einzelne Arten, sondern über die gesamte Liste entschieden wurde, hat Deutschland neben seinen unmittelbaren Nachbarländern Belgien, Niederlande und Polen (die ebenfalls substantielle Waschbärpopulationen aufweisen) gegen die Unionsliste gestimmt. Eine Mehrheit der EU-Länder hat die Liste jedoch letztendlich angenommen. Trotz Listung des Waschbären heißt es in der offiziellen Risikobewertung, dass es auf Basis der internationalen Roten Listen (IUCN) keine bedrohte Art in Europa gibt, die unter Prädationsdruck des Waschbären steht. Nach 2016 ist die Unionsliste zweimal erweitert worden, und in der letzten Fassung von 2019 umfasst diese nun 66 verschiedene Tier- und Pflanzenarten (Nehring und Skowronek 2020).

Sowohl die Einstufung des Waschbären in die bundesweite Managementliste als auch in die Unionsliste erfolgte nach Ansicht der Autoren also ohne ausreichend vorhandene wissenschaftliche Grundlage. Zum Zeitpunkt der Einstufungen war nachweislich unbekannt, ob in Deutschland bzw. Europa eine Gefährdung heimischer Arten durch den Waschbären besteht. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN) führt im Positionspapier zur Naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung (Nehring et al. 2015) als Grundlage der Einstufung vor allem einen starken Prädationsdruck des Waschbären im Frühjahr auf Vögel an, der aber bislang wissenschaftlich nicht verifiziert werden konnte. Aus keinem seiner deutschen Verbreitungsgebiete liegen wissenschaftliche Daten zu einer nachweislich negativen Einflussnahme auf heimische Vogelarten vor. Auch die dort gewerteten Hinweise zur Raumkonkurrenz mit Vögeln halten den Leitlinien des BfN[2] vor einem wissenschaftlichen Hintergrund nicht stand. Die wenigsten der zugrunde liegenden Untersuchungen zum Gefährdungszustand von Arten erfüllen die Kriterien für verlässliche Erfassungen und Bewertungen (Reichholf 1993). Auch zu möglichen negativen ökonomischen Auswirkungen des Waschbären gab es zum Zeitpunkt der Einstufung noch keine Studie, auf die sich berufen werden konnte.

Dass es sich bei der Unionsliste um eine teilweise politisch motivierte und nicht auf wissenschaftlichen Evidenzen beruhende Zusammenstellung handelt (Michler 2020), wird u. a. auch durch die Tatsache sichtbar, dass der Amerikanische Mink (*Neovison vison*) als eine der vier „schlimmsten invasiven Arten Europas" (Nentwig et al. 2010) bzw. der „100 invasivsten Arten weltweit" (Vilà et al. 2009) aufgrund einer starken Pelztierlobby bis heute nicht auf der Unionsliste steht.

Mit dem Durchführungsgesetz von 2017 wurde die EU-Verordnung 1143/2014 über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasi-

[2] Diese Invasivitätsbewertung soll ein transparentes und nachvollziehbares, auf naturschutzfachlich relevanten Kriterien basierendes Einstufungsverfahren darstellen, welches bei der Bewertung ausschließlich Bezug auf mögliche negative Auswirkungen auf natürliche Ökosysteme, Biotope und Arten in naturschutzfachlich relevantem Ausmaß nimmt. Den Angaben zufolge stellt es dabei hohe Anforderungen an die Beurteilung der in der Literatur angeführten Auswirkungen auf heimische Arten, wobei es unter Umständen erforderlich ist, die Originalquellen von Beobachtungen kritisch zu prüfen. Es sei wiederholt festgestellt worden, dass sich (oft zitierte) Sekundärangaben bei genauer Prüfung der Originalquelle als nicht haltbar erwiesen (Auszug aus Nehring et al. 2015).

ver gebietsfremder Arten ins deutsche Recht umgesetzt (Deutsches Gesetz Nr. 62, 2017). Gemäß der Verordnung gelten invasive Arten als weitverbreitet, wenn sie sich über längere Zeiträume hinweg in einem Land etablieren konnten. Zu dieser Kategorie wird auch der Nordamerikanische Waschbär gezählt. In der Regel sind Managementmaßnahmen bei solchen weitverbreiteten Arten, die allgemein ein hohes Ausbreitungspotenzial haben, nur eingeschränkt erfolgversprechend. Sie sollen daher darauf abzielen, den negativen Einfluss dieser Arten auf bestimmte besonders schützenswerte Arten, Lebensräume oder Gebiete sowie ggf. auf die menschliche Gesundheit oder die Wirtschaft zu minimieren. Nach Absatz 1 Art. 19 ist es den Mitgliedsstaaten überlassen, die entsprechenden Methoden zu wählen und anzuwenden. Die Maßnahmen sehen neben letalen auch verschiedene nicht-letale Managementansätze vor, wie z. B. geeignete Schutzmaßnahmen für die gefährdeten Arten (Absatz 2 Art. 19). Gegebenenfalls schließen die Managementmaßnahmen auch solche ein, die das gesamte aufnehmende Ökosystem betreffen und dessen Widerstandsfähigkeit gegen laufende und künftige Invasionen stärken sollen (z. B. Förderung der Biodiversität, Verringerung anthropogener Einflüsse).

4.5 Managementmaßnahmen und Handlungsempfehlungen

Für den Waschbären liegen in Deutschland bis dato zwei publizierte Zusammenstellungen von konkreten Managementmaßnahmen vor. Neben dem 2015 vom BfN herausgegebenen Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten (Scheibner et al. 2015) sind nach einer Beteiligung der Öffentlichkeit die Managementmaßnahmen für alle in der Unionsliste enthaltenen Arten durch den Ad-hoc-Arbeitskreis „Invasive Arten" des ständigen Ausschusses „Arten- und Biotopschutz" der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Naturschutz, Landschaftspflege und Erholung (LANA) verfasst und von allen Bundesländern übernommen worden. Die Managementmaßnahmen für den Waschbären wurden im Februar 2018 verabschiedet (Waschbär-Management- und Maßnahmenblatt zu VO (EU) Nr. 1143/2014). Die weitere länderspezifische Priorisierung, Umsetzung und abschließende Festlegung der konkreten Maßnahmen obliegt den jeweiligen Umweltministerien.

Inzwischen hat sich gezeigt, dass bei den meisten bekannten Konfliktfeldern präventive Maßnahmen effizienter sind und häufig ein besseres Kosten-Nutzen-Verhältnis aufwiesen als letale Maßnahmen (Michler 2004; Hohmann und Bartussek 2011; Gleichner und Gleichner 2013; Conz und Stübing 2017; Klammer et al. 2018; Nachtigall et al. 2020; Schütz et al. 2020). Darüber hinaus hat die EU-Kommission erkannt, dass im Hinblick auf ein durchgreifendes und annehmbares Management von bereits etablierten Tierarten nicht-letale Maßnahmen aufgrund des Tierschutzrechts auch eine bessere öffentliche Akzeptanz durch die ausführenden Gruppen bewirken und dadurch leichter angewandt werden können. Neozoen sollten nicht um ihretwegen, sondern nur dann bekämpft werden, wenn sie nachweislich erhebliche Schäden verursachen (Geiter et al. 2002; Krüger 2010).

Für die Planung und Realisierung eines effektiven Managements ist es erforderlich, Bestandsentwicklungen und -verluste von Zielarten über ein Monitoring zu untersuchen und die jeweiligen Prädatoren sowie weitere Gründe für Bestandsreduktionen zu identifizieren. Voraussetzung für den Erfolg von Maßnahmen ist immer ihre Anpassung an den maßgeblichen Prädator. Ansonsten besteht die Gefahr, dass aufgrund von Wissenslücken im Hinblick auf ein effizientes Management ungeeignete Maßnahmen gewählt werden, die nicht den gewünschten Erfolg bringen. Die regelmäßige Überprüfung der Maßnahmen auf Effektivität und Effizienz stellt einen weiteren wichtigen Baustein dar. Einen aktuellen Überblick über die Möglichkeiten und Grenzen des Prädatorenmanagements geben Fawzy et al. (2017) sowie Hommann (2019).

Ergänzend zu den oben genannten, bisher publizierten Managementempfehlungen werden im Folgenden Maßnahmen vorgestellt, die in wildbiologischen Forschungsprojekten erarbeitet wurden und sich in der Praxis bewährt haben (u. a. Solling: Hohmann 1998; Bad Karlshafen: Voigt 2000; Kassel: Michler et al. 2004; Müritz: Michler 2018; Michler 2020).

4.5.1 Schutz von Horstbäumen besonders schutzbedürftiger Arten (u. a. Schwarzstorch, Greifvögel)

Eine durch Waschbären verursachte Horstprädation konnte bisher nur vereinzelt belegt werden (z. B. Kormoran, Uhu). Bei wehrhaften Vogelarten wie dem Seeadler ist sie nach heutigem Wissenstand vermutlich sehr gering. Das gilt auch für wehrhafte am Boden brütende Arten wie den Kranich, der bei der Abwehr von Waschbären sehr erfolgreich ist (Kolbe 2017). Bei weniger wehrhaften Arten dürfte das Risiko einer Horstprädation durch Waschbären hingegen höher sein. Für besonders gefährdete Arten wie Schwarzstorch oder Schreiadler ist jeder Verlust einer Brut ein herber Rückschlag. Aus diesem Grund sollte jedes Risiko einer Gefährdung möglichst eliminiert werden. Manschetten am Stamm von Horst- und Höhlenbäumen können das Prädationsrisiko durch Waschbären sicher verhindern. Waschbären können sehr gut klettern, sie sind aber nicht in der Lage, zu springen. Daher sind richtig angebrachte Überkletterschutzmanschetten am Stamm der Bäume eine sehr effektive Maßnahme, um Waschbären davon abzuhalten, auf Horst- bzw. Höhlenbäume zu gelangen (Gleichner und Gleichner 2013; Conz und Stübing 2017; Klammer et al. 2018; Nachtigall et al. 2020; Schütz et al. 2020; Abb. 4.5). Bewährt haben sich transparente PET-Manschetten, die UV-beständig, frostsicher und preiswert sind (Materialkosten für einen Horstbaum ca. 20 €). Die Manschetten müssen vor der Brutzeit angebracht werden, und es ist darauf zu achten, dass die Horste nicht über benachbarte Bäume erklettert werden können. Nach der Brutzeit können die Manschetten umgehend wieder entfernt werden. Prädatoren wie Baummarder, die auf die Jagd in Baumkronen spezialisiert sind, lassen sich mit dieser Methode jedoch nicht abhalten.

Es existieren Berichte, dass Waschbären zum Teil tagelang Greifvogelhorste als Schlafplätze nutzen und somit unter anderem das erfolgreiche Brüten von Greifvö-



Abb. 4.5 Manschetten am Stamm von Horst- oder Höhlenbäumen verhindern effektiv das Erklettern der Bäume durch Waschbären und bieten somit einen sicheren Schutz vor Prädation von baumbrütenden Vögeln. Links eine Manschette aus transparentem PET-Kunststoff (die sich sehr einfach an- und abbauen lässt), mittig eine Metallmanschette, die sich für längerfristige Schutzmaßnahmen eignet. (Fotos: F. Michler (li), T. Langgemach (mi), I. Bartussek (re))
Fig. 4.5 Cuffs on the trunk of hoards or cavity trees effectively prevent raccoons from climbing the trees and thus provide secure protection against predation of tree-nesting birds. On the left, a cuff made of transparent PET plastic (that is very easy to attach and detach), centered, a metal collar suitable for longer-term protection. (Photos: F. Michler (l.), T. Langgemach (mi), I. Bartussek (r.))

geln verhindern können (Görner 2009; Wernicke 2013). Telemetrische Studien konnten eine regelmäßige Horstschlafplatznutzung in Europa bislang nicht bestätigen (Hohmann 1998; Lux et al. 1999; Michler 2003; Frantz et al. 2005; Bartoszewicz et al. 2008; Hiery und Hohmann 2011). In der bisher umfangreichsten telemetrischen Studie zum Waschbären wurden bei 11.241 Schlafplatzortungen von 69 telemetrierten Waschbären im Müritz-Nationalpark lediglich 25 Horstnutzungen registriert – das entspricht 0,2 % aller Schlafplatznutzungen (Michler 2018). Trotz des hohen Angebotes an Greifvogelhorsten (überdurchschnittlich hohe Brutdichten im Müritz-Nationalpark, Vökler 2014) wurde im Schnitt nur alle 82 Tage ein Horst von einem Waschbären aufgesucht. Dabei lag der Schwerpunkt der Nutzungen außerhalb der Brutzeit in den Herbst- und Wintermonaten (76 %). Eine Horstnutzung über mehrere Tage hinweg wurde in keinem Fall beobachtet. Bei den dokumentierten Nutzungen der Horste ist davon auszugehen, dass es sich um reine Schlafplatznutzungen handelte und keine Prädation vorausgegangen ist. Bei Waschbären sind die Orte der Nahrungsaufnahme stets von den Plätzen der Ruhelager getrennt – das bedeutet, dass Waschbären grundsätzlich nicht dort schlafen, wo sie gefressen haben (Gehrt 2003).

4.5.2 Waschbärsichere Brutvogelkästen

Bei systematisch ausgebrachten Nistkästen können Waschbären diese gezielt aufsuchen und die vorhandene Brut prädieren (Sedlaczek 2018). Vor allem wenn die Nisthöhlenkästen regelmäßig an Waldwegen oder Alleen angebracht werden, weiß der anpassungsfähige Kleinbär diese Nahrungsressource für sich zu nutzen (Abb. 4.6), und die Nistkästen drohen so zu einer ökologischen Falle für Höhlenbrüter zu werden (Heßler und Quillfeldt 2018; Sedlaczek 2020). Darüber hinaus werden z. B. Rückegassen oder Waldwege gerne als Flugschneisen vom Sperber (spezialisierter Kleinvogeljäger) genutzt. Unregelmäßig, nicht linear angebrachte Nistkästen in naturnahen Beständen sind dagegen deutlich weniger gefährdet, vom Waschbären prädiert zu werden (Hohmann und Bartussek 2011; Sedlaczek 2020).

Bei örtlich verstärktem Nestraub haben sich waschbärensichere Brutkästen bewährt (Abb. 4.7). So hat z. B. der NABU Springe (Niedersachsen) unter der Leitung des Ornithologen Karl Haverkamp in Zusammenarbeit mit dem Wisentgehege Springe in den Jahren 2013–2015 Nistkastenkonstruktionen entwickelt, die ein Hineingreifen durch Waschbären effektiv verhindern können. Mit diesen Brutkästen konnte der Bruterfolg von vorher < 50 % auf 76,7 % gesteigert werden, räuberische Eingriffe des Waschbären wurden nicht mehr festgestellt (T. Hennig, Springe pers. Mitt.). Dabei kamen zwei Konstruktionen zum Einsatz:

Variante 1: Kästen mit einem tunnelartigen Vorbau (Käfigfrontklappe oder Schutzkorb), der den Abstand zwischen Bodenplatte und Einflugöffnung von ursprünglich 13–15 cm auf >18 cm erhöht – diese Bauweise hat sich u. a. für Trauerschnäpper bewährt (Abb 4.7a).




Abb. 4.6 Künstliche Nisthilfen (hier eine Schwegler Nisthöhle Typ 1B) können unter Umständen regelmäßig von kletternden Raubsäugern wie Waschbär und Baummarder aufgesucht werden und somit zu hohen Prädationsraten führen. (Fotos: I. Bartussek (li), M. Sedlaczek (re))

Fig. 4.6 Nesting boxes (here a Schwegler Type 1B nest box) may be regularly visited by climbing predatory mammals such as raccoons and pine martens, which might lead to increased predation rates. (Photos: I. Bartussek (l.), M. Sedlaczek (r.))



Abb. 4.7 Waschbärsichere Nistkästen sind eine effektive Maßnahme zur Verhinderung von Nestprädation durch kletternde Raubsäuger. Verschiedene Schutzvorrichtungen wie Käfigfrontklappen, Schutzgitter oder Schikanen verhindern effektiv ein Hineingreifen in den Brutinnenraum (C). Die Zeichnung zeigt schematisch die Funktionsweise eines waschbärensicheren Brutkastens mit einer angebrachten „Schikane". Zeichnung: I. Bartussek, Fotos: Peter Schulze (A), M. Sedlaczek (B&C)

Fig. 4.7 Raccoon proof nest boxes are an effective measure to prevent nest predation by climbing predatory mammals. Various protective devices such as cage front flaps, protective grids or baffles prevent reaching into the interior (**C**). The drawing shows the function of a raccoon-safe nest box. Drawing: I. Bartussek. (Photos: Peter Schulze (**A**), M. Sedlaczek (**B**&**C**))

Variante 2: Für Vogelarten, die dazu neigen, im Bruteifer hohe Nester zu bauen (Kohlmeise), wurde eine Konstruktion mit einer Blende entwickelt („Schikane"), sodass der Einstieg vertikal von unten nach oben erfolgt, dann horizontal durch die Einflugöffnung und innen wieder nach unten (siehe Zeichnung Abb. 4.7). Waschbären sind somit nicht mehr in der Lage, mit ihren Vorderpfoten ins Innere des Nistkastens vorzudringen.

Sehr gute Erfahrungen wurden auch mit dem Nistkasten „Typ Neschwitz" gemacht (Sedlaczek und Menge 2019a, b; Sedlaczek 2020, siehe Abb. 4.7b, c). Hierbei handelt es sich um einen Nistkastentyp, der bereits Anfang der 1960er-Jahre an der Vogelschutzwarte Neschwitz (Sachsen) entwickelt wurde und Prädation durch Waschbären und Baummarder sicher verhindert. Der Kastentyp wird von mehreren Waldvogel- und Fledermausarten gerne angenommen. Sedlaczek (2020) nennt u. a. folgende Anforderungen, die ein prädationssicherer Nistkasten erfüllen sollte:

- Vergrößerter Abstand (ca. 18 cm) zwischen Einflugloch und Nistplatz z. B. mittels Schutzgitter („Noel Guards") oder Schikanen
- Verwendung von Höhlenkästen (keine Halbhöhlenkästen)
- Möglichst zwei Einfluglöcher (verringert die Gefahr des Abfangens von Altvögeln)
- „Unbequeme" Dachform mit wenig Halt für Räuber
- Stabile Befestigung, um ein Kippen zu verhindern

- Regelmäßige Säuberung, um sich aufstauendes Nistmaterial zu entfernen
- Unregelmäßige, nicht lineare Verteilung der Nistkästen

Ähnlich erfolgreich wehrt ein vom Verein für Natur- und Vogelschutz Villingen e. V. (Hessen) entwickelter Nistkasten mit Waschbärschutz potenzielle Nesträuber ab (Heßler und Quillfeldt 2018). Hierbei handelt es sich um einen Holzkasten mit einem speziellen Schutzgitter (Abb. 4.7a), der ein Hineingreifen durch Prädatoren ausschließt.

Ein weiterer im Handel erhältlicher Brutkasten mit einem erweiterten Waschbärschutzsystem ist die Nisthöhle 2GR-WBS der Firma Schwegler®. Diese Nisthöhle eignet sich als Aufenthalts- und Bruthöhle für Wildvögel sowie als Hangplatz für Fledermäuse. Das integrierte Schutzgitter in Verbindung mit der zusätzlichen Baumbefestigung minimiert die Prädation lokaler Vogelpopulationen durch den Waschbären und bietet für Vogelgelege, Jung- und Altvögel sowie Fledermäuse einen stark erweiterten Schutz.

4.5.3 Einzäunung von Vorkommensgebieten/Laichhabitaten gefährdeter Arten

4.5.3.1 Boden- und Koloniebrüter

Auf der Basis zahlreicher Untersuchungen kann als gesichert gelten, dass die gegenwärtige Gefährdung vieler Bodenbrüterarten primär ein Ergebnis umfangreicher Lebensraumveränderungen ist (Conz und Stübing 2017). In deren Folge hat sich die Habitatqualität vieler Gebiete anscheinend durch Zunahme der Prädatoren zusätzlich verschlechtert. Neu hinzugekommene Prädatorenarten wie der Waschbär dürften die Situation verschärfen, doch sind die Zusammenhänge noch ungenügend erforscht. Die Wirklichkeit ist also wesentlich komplizierter als eine simple Räuber-Beute-Beziehung (Langgemach und Bellebaum 2005). Die heute verfügbaren Studien über Prädation behandeln gewöhnlich den Brutbestand eng begrenzter Untersuchungsgebiete. Um verlässlich zu entscheiden, ob Prädation eine grundsätzliche Gefährdung darstellt, sind generell Bilanzen für ganze Populationen bzw. größere Teilpopulationen nötig. Diese sind bisher aber die Ausnahme (Kube et al. 2005; Thyen et al. 2005). Unabhängig davon haben Erfahrungen gezeigt, dass eine flächendeckende Bejagung von Beutegreifern in der Agrarlandschaft allein nicht geeignet ist, um den Bruterfolg von Boden- und Koloniebrütern langfristig zu steigern (siehe Abschn. 4.5.5.1). Durch Abschuss freigewordene Reviere werden rasch neu besiedelt. Dagegen gilt der **Schutz einzelner Nistplätze und Gelege** sowie eine großflächige Ausgrenzung von Prädatoren bei einigen Arten lokal als erfolgversprechend (Schifferli et al. 2011; Smith et al. 2011; Conz und Stübing 2017). Weiterhin können **Brutflöße** zusammen mit passiven Schutzmaßnahmen einen Ausschluss terrestrischer Prädatoren bieten, und auch durch **wasserbauliche Maßnahmen** kann der Zugang für viele Beutegreifer erschwert werden. Diese Maßnahmen sind aber nicht wirksam gegen semiaquatische oder schwimmende Raubsäuger (u. a. Mink, Iltis, Fischotter, Waschbär) oder Beutegreifer aus der Luft. In bestimmten

Gebieten stellen in diesem Zusammenhang Eulenvögel wie der Uhu ein größeres Problem als die neozonalen Raubsäuger dar (Hommann 2019). Der Einsatz von Fotofallen auf den Inseln und Flößen kann bei der Identifikation der maßgeblichen Prädatoren sehr hilfreich sein.

Waschbären und andere Bodenprädatoren lassen sich durch mobile oder dauerhaft installierte **Zäune** von bestimmten Flächen fernhalten. Sowohl ein Nestschutz mit Elektrozäunen (Abdeckhauben können von Raubsäugern untergraben werden) als auch eine Umzäunung von Brutinseln mit Überkletter- und Untergrabeschutz sind bei einigen Arten durchaus erfolgversprechend. Vor allem Zäune, die eingegrabenes Drahtgeflecht und stromführende Teile kombinieren, sind zur Prädatorenabwehr geeignet (Schifferli et al. 2011).

So entstanden aufgrund teilweise immenser Bestandsanstiege von Beutegreifern in den drei deutschen Schutzgebieten der Großtrappe in Brandenburg und Sachsen-Anhalt eingezäunte Areale zwischen 15 und 30 Hektar Größe. Hinreichende Sicherheit der Zäune ließ sich durch 60 cm tiefe Einlassung in die Erde, eine Höhe von 2,20 m mit Abwinkelung als Übersteigeschutz bzw. bei geringerer Höhe durch den Einsatz von Strom erzielen. Während außerhalb der Zäune bisher kein oder kaum Nachwuchs zu verzeichnen ist, werden innerhalb der Zäune regelmäßig Küken flügge. Die Hennen fliegen inzwischen gezielt die mit Schutzzäunen gesicherten Areale an (Litzbarski und Eschholz 1999).

Eingezäunte Teilflächen können zwar durchaus als lokale Source-Habitate wirken, doch bleibt es für den Schutz der Gesamtpopulationen von Bodenbrütern unabdingbar, dass entweder ein hinreichend großer Anteil der Brutvögel auf diesen Teilflächen brütet oder auch außerhalb davon der Bruterfolg nicht zu gering ist (Langgemach und Bellebaum 2005). Der hohe Aufwand bei Aufbau und Unterhaltung von Elektrozäunen setzt dem Einsatz auf größeren Flächen allerdings deutliche Grenzen, da regelmäßige Kontrolle und Instandhaltung notwendig sind, um einen sicheren Ausschluss der Prädatoren zu gewährleisten.

Beim Einsatz von Elektrozäunen ist Folgendes zu beachten (nach Schifferli et al. 2011)

- Das Vorhaben ist vorgängig mit den lokalen Akteuren abzusprechen (Landwirte, Jägerschaft, Landwirtschafts-, Jagd- und Naturschutzbehörden).
- Elektrozäune sind über möglichst kurze Perioden aufzustellen, damit sich Prädatoren nicht daran gewöhnen und um mögliche Risiken für andere Wildtiere gering zu halten.
- Elektrozäune dürfen erst dann aufstellt werden, wenn brütende Vögel zu beobachten sind, und müssen unverzüglich abgebaut werden, wenn alle Jungen flügge sind.
- Zum Schutz von beispielsweise Kiebitzbruten haben sich in der Landwirtschaft verwendete Weidenetze von 90–110 cm Höhe und einer Maschenweite von ca. 10 × 15 cm bewährt. Viehhüter mit 9-V-Batterien erzeugen die nötige Spannung.

- Am besten werden ganze Flächen mit Bruten eingezäunt, nicht einzelne Nester. Womöglich sollte die eingezäunte Fläche die Nahrungsgründe für die Jungenaufzucht einschließen.
- Der unterste leitende Draht muss einen Abstand von mindestens 10 cm zum Boden haben, damit sich Kleintiere (z. B. Amphibien, Igel, Feldhase) nicht darin verfangen.
- Elektrozäune sind alle 2–3 Tage zu kontrollieren. Die verantwortlichen Personen müssen ausreichend instruiert werden, damit sie bei einem Zwischenfall unverzüglich und richtig reagieren können.
- Damit Weidenetze einen wirksamen Schutz bieten, müssen sie immer unter Spannung stehen. Eingewachsene Vegetation bewirkt rasch einen Spannungsabfall und muss zurückgeschnitten werden.

Optische, akustische oder olfaktorische Reize können Prädatoren von Gelegen abschrecken, wobei die Erfahrungen im Großtrappenprojekt gezeigt haben, dass ständig wechselnde Reize erforderlich sind, um Neophobie (Angst vor Unbekanntem) – in diesem Fall bei Kolkraben – immer neu zu erzeugen (Brigham und Sibly 1999). Wichtig ist, dass dabei nicht die Brutvögel selbst gestört werden. Auch die Vergrämung von Prädatoren durch geruchliche oder geschmackliche Veränderungen potenzieller Beute kann prinzipiell zu deren Schutz beitragen (Übersicht bei Gill et al. 1999). Eigene Versuche, Waschbären mit olfaktorischen Repellentien (Waschbär-Stopp®) oder Ultraschallgeräten von künstlich angelegten Futterplätzen zu vergrämen, waren jedoch nicht erfolgreich.

Weil wirksame Maßnahmen gegen eine artübergreifende Prädation bisher nur begrenzt verfügbar sind, kommt Schutzmaßnahmen gegen andere Verlustursachen eine umso größere Bedeutung zu. So kann beispielsweise gezielter Gelegeschutz durch Aussparung in der Landwirtschaft eine effektive Schutzmaßnahme für bestimmte, nutzungstolerante Arten wie Kiebitz und Brachvogel sein (Kipp und Kipp 2003). Als anschauliches Beispiel kann hier auf die erfolgreichen Kiebitzschutzprojekte der Hessischen Gemeinschaft für Ornithologie und Naturschützer (HGON) und des NABU Hessen in der Wetterau oder im Kreis Marburg Biedenkopf hingewiesen werden.

Ein ausführliches Konzept zum Schutz von bodenbrütenden Vogelarten findet sich bei Langgemach und Bellebaum (2005).

4.5.3.2 Amphibien & Reptilien

Einzäunung von Laichgewässern/Reproduktionsflächen

Wildschutzzäune (mit Überkletterschutz) und selbst Zäune aus Plexiglasscheiben werden von Waschbären problemlos überklettert (Hohmann und Bartussek 2011; Gramentz 2020).

Um die Tiere von sensiblen Bereichen wie kleineren Amphibien-Laichgewässern oder Gelegeplätzen von Reptilien dennoch effizient fernzuhalten, haben sich stromführende Litzen oder Weidezäune als sehr erfolgreich erwiesen. Waschbären versuchen Barrieren, auch niedrige Zäune (< 40 cm Höhe), stets zu überklettern, und springen grundsätzlich nicht darüber. Wichtig ist, dass der Waschbär immer bereits Kontakt mit stromführenden Litzen bekommt, wenn er sich noch auf dem Boden befindet und nicht schon am Zaun emporklettert. Bei höheren Zäunen, die nur oben mit einer Elektrolitze gesichert sind, erfolgt die Flucht des Waschbären nach einem Stromschlag in der Regel immer nach oben, das heißt über den Zaun.

Neben der Einbauhöhe muss auch die Anzahl der Stromlitzen beachtet werden. In der Regel genügen zwei, besser sind drei Stromlitzen, wobei die unterste Litze bereits in ca. 14 cm Höhe gespannt werden sollte (ansonsten besteht die Gefahr der Unterwanderung). Die zweite Litze sollte in ca. 25 cm Höhe, die dritte in 35 cm Höhe folgen. Ein zusätzlicher Überkletterschutz ist beim Waschbären nicht erforderlich. Um die Funktionalität der Stromlitzen zu gewährleisten, müssen regelmäßige Zaunkontrollen durchgeführt werden. Auch ein Zurückschneiden der Vegetation unterhalb des Zauns und das Entfernen von Ästen und Laub ist erforderlich. Wenn möglich, sollte auf ein eventuelles Untergraben der untersten Stromlitze geachtet werden. Die Laichwanderung der Amphibien wird durch den Elektrozaun nicht beeinflusst (Gramentz 2020).

In Brandenburg wurden im Rahmen eines Artenschutzprojektes einzelne Reliktvorkommen der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) vollständig mit stabilen Elektrozäunen versehen. Dieser führt zur völligen Ausgrenzung aller landgebundenen Prädatoren. Die Nester werden zudem mit Schutzgittern abgedeckt (Schneeweiss et al. 2019). Diese Maßnahmen haben dazu geführt, dass die Prädation durch terrestrische Raubsäuger seitdem als Verlustursache nahezu ausgeschlossen werden konnte.

Amphibienschutzzäune

Um Verluste von wandernden Amphibien auf Straßen zu reduzieren, werden seit vielen Jahren an relevanten Abschnitten erfolgreich dauerhafte (in die Straße integrierte Tunnelsysteme) und provisorische Schutzanlagen installiert. Die provisorischen Amphibienschutzzäune werden im Frühjahr entlang der Straßen aufgestellt und Kübelfallen in die Erde eingelassen, in welche die Kröten, Frösche und Molche hineinfallen. Bei den Zäunen handelt sich meist um ca. 50 cm hohe undurchsichtige Kunststofffolien, die an Pfosten aufgespannt und parallel zur Straße aufgebaut werden (NABU Amphibien- und Reptilienschutz 2021). Ein immer stärker werdendes Problem an den Schutzzäunen ist, dass verschiedene Fressfeinde wie Dachs, Elstern, Krähen, Graureiher, Wildschweine aber zunehmend auch Waschbären diese Nahrungshotspots für sich entdeckt haben und die Bodenfallen an den Schutzzäunen regelmäßig ausleeren (Wüstemann 2002). Um dies zu verhindern, haben sich spezielle Auffangbehältnisse bewährt, in denen die Amphibien vor Fressfeinden sicher sind (BUND – Merkblatt Amphibienschutz Ortsgruppe Lemgo). Gute Erfahrungen wurden mit tiefen und stabilen, fest verschließbaren Kübeln und Kisten mit aufgesetzten Gitterkorb bzw. engen seitlichen Öffnungen gemacht (Naturschutzzentrum Ökowerk Berlin).

4.5.4 Sicherung gefährdeter Fledermausquartiere gegen das Eindringen von Waschbären

Übergriffe vom Waschbären auf Quartiere von Fledermäusen werden selten dokumentiert. Es wird aber vermutet, dass der Waschbär Verluste bei Fledermäusen verursachen kann (Horn 2021). Deswegen sollen gefährdete Fledermausquartiere in Stollen und Gebäuden gegen das Eindringen gesichert werden. Eingänge von Strukturen, die sich als Sommer- oder Winterquartiere für bestimmte Fledermausarten eignen, können durch Gitter, feste Türen mit horizontalen Einflugöffnungen (50 bis 80 cm breit, <10 cm hoch) oder mechanische Schutzvorrichtungen (die ein Erklettern verhindern) gesichert werden, um Störungen und Prädation zu vermeiden (Fledermausschutz Augsburg 2021). Der Aufbau dieser Maßnahmen sollte möglichst in Zusammenarbeit mit sachkundigen Personen erfolgen. Als Tagesquartiere bieten sich zudem spezielle, vor Beutegreifern sichere Nistkästen an (siehe Abschn. 4.5.2), die möglichst an Kiefern befestigt werden sollten. Aufgrund ihrer glatten Spiegelrinde bietet diese Baumart den Waschbären beim Erklettern keinen sicheren Halt und wird daher meist gemieden (Michler 2018).

4.5.5 Lokale Populationskontrolle in Bereichen, in denen der Waschbär eine Gefährdung heimischer Arten verursachen kann

4.5.5.1 Machbarkeit regulativer Eingriffe mittels eines jagdlichen Managements

Eine gezielte Bejagung des Waschbären zum Schutz gefährdeter Arten ist nur unter besonderen Rahmenbedingungen möglich und sinnvoll (z. B. Inselpopulationen oder in Kolonien brütende Vögel).

Neben der Frage nach der Notwendigkeit stellt sich auch die Frage nach der Machbarkeit regulativer Eingriffe in Waschbärenpopulationen. 1954 begann in Deutschland die Bejagung des Waschbären mit dem vorrangigen Ziel einer Wiederausrottung (Kampmann 1972; Kampmann 1975). Im Ergebnis dieser Bemühungen stieg die Jagdstrecke beständig auf mittlerweile über 200.000 erlegte Waschbären pro Jahr an (Jagdjahr 2020/2021), ohne jedoch den gewünschten Effekt einer Zurückdrängung zu erreichen. Der Waschbär breitete sich in den vergangenen Jahrzehnten kontinuierlich in Deutschland aus und kommt mittlerweile in allen 16 Bundesländern vor. Wie die Streckenentwicklungen dokumentieren, erreichten die Eingriffe in die Waschbärenpopulation trotz zeitweiser recht drastischer Maßnahmen (z. B. Einsatz von Tellereisen, Bauvergasungen, Abschussprämien) keinen nachhaltig reduktiven Effekt, wahrscheinlich wurde die Bestandszunahme nicht einmal verlangsamt (Langgemach und Bellebaum 2005; Krüger 2010). So werden aktuell in Deutschland jährlich maximal 10 % des vorhandenen Gesamtbestandes erlegt (Michler und Michler 2012; Fischer et al. 2016; Baudach et al. 2022). Nach einer konservativen Schätzung, bezogen auf die aktuelle Fläche mit stabilen Waschbärenvorkommen (2021: ca. 52 % der Landesfläche; Fischer et al. 2016) und einer angenommen mittleren Dichte von 8 Individuen pro km^2 (ermittelte Abundanzen liegen in Deutschland zwischen

2–6 Waschbären/km^2 im naturnahen Habitat und maximal 100 Waschbären/km^2 im urbanen Habitat; Michler 2018), leben derzeit ca. 1,5 Mio. Waschbären in Deutschland (Fischer et al. in print). Von diesem Bestand wurden in den letzten fünf Jagdjahren (2015–2020) im Mittel knapp 161.000 Waschbären pro Jagdjahr erlegt (entspricht ca. 11 % des Gesamtbestandes). Bei einer mittleren jährlichen Wachstumsrate von 26 % (Michler 2018), müsste die Jahresjagdstrecke aktuell bei mindestens 600.000 erlegten Waschbären liegen, damit der jagdliche Eingriff einen reduktiven Charakter erreicht (Nehring 2018). Diese Zahlen machen deutlich, dass mit der derzeitigen Jagdpraxis/Gesetzgebung ein reduktiver Eingriff bzw. die Eliminierung oder Verhinderung einer Neubesiedlung auf großer Fläche nicht realisierbar ist (Krüger 2010; Conz und Stübing 2017). Die Anwendung eines jagdlichen Managements kann deshalb nur lokal in besonders sensiblen Bereichen (z. B. Insellagen, Bodenbrüterkolonien) zielführend sein und ist immer mit einem hohen Aufwand verbunden sowie als eine Daueraufgabe zu etablieren (Pull-Effekte). Die Effizienz einer Populationskontrolle setzt eine gut funktionierende Kooperation der involvierten Behörden und Institutionen sowie geschultes Fachpersonal voraus. Grundvoraussetzung ist in jedem Fall die Durchführung eines aussagekräftigen Monitorings mit standardisierten Methoden, um den Erfolg der Kontrollmaßnahmen zu überprüfen (Scheibner et al. 2015).

Beispiele für ein erfolgreiches jagdliches Prädatorenmanagement stammen am ehesten von Inseln, auf denen die vollständige Beseitigung von Bodenprädatoren zu einer nachweislichen Erhöhung der Reproduktion von See- und Küstenvogelarten oder Raufußhühnern geführt hat (Marcström et al. 1988; Nordström et al. 2004). Versuche zur Reduktion des Prädatorendrucks auf dem Festland erzielten dagegen oft keine oder nur kurzfristige Erfolge (Übersicht bei Coté und Sutherland 1997; Schwarz et al. 2005). In diesem Zusammenhang werden auch indirekte Effekte diskutiert, die zu einer Steigerung der Reproduktionsdynamik von Prädatoren führen können (Ansorge 1991; Conz und Stübing 2017).

Grundsätzlich bedürfen letale Maßnahmen gegen Prädatoren einer sorgfältigen Abwägung. Deshalb sind vorab Fragen der Ethik und der Vertretbarkeit der Mittel ebenso zu klären wie die primäre Frage, ob die relevanten Prädatoren bekannt sind und ob sie tatsächlich eine Gefährdungsursache über die lokale Ebene hinaus darstellen (Langgemach und Bellebaum 2005). Auch nach § 40 Abs. 3 Satz 2 BNatSchG sind die Erfolgsaussichten geplanter Maßnahmen und die Verhältnismäßigkeit des Erfolges zum erforderlichen Aufwand vorher zu prüfen (Nehring et al. 2015). Vertretbar sind in jedem Fall nur solche Maßnahmen, die Prädation nachweislich wirksam verringern können. Eine entsprechende Erfolgskontrolle (Entwicklung Prädationsverluste sowie Bestandsgröße der Prädatoren) sowie eine wissenschaftliche Begleitung sind in jedem Fall notwendig.

Häufig übersteigt der Aufwand einer (auch nur zeitlich und lokal begrenzten) erfolgreichen Bekämpfung bzw. Zurückdrängung die vom Waschbären verursachten Schäden um ein Vielfaches (Conz und Stübing 2017). Auch fehlen in vielen Fällen die fachlichen Grundlagen bzw. die Notwendigkeit für die Anwendung letaler Wildtiermanagementstrategien oder es stehen keine wirksamen Maßnahmen zur Verfügung (Befriedete Bezirke). In der Mehrzahl der Fälle sind es nicht-tödliche

Konfliktminderungsstrategien (Stichwort präventives Konfliktmanagement), die zu einer deutlich kostengünstigeren Beseitigung bzw. Verringerung der Konflikte führen können (Michler 2004; Langgemach und Bellebaum 2005; Vos et al. 2012; Scheibner et al. 2015; Conz und Stübing 2017; Schütz et al. 2020).

4.5.5.2 Artübergreifendes Prädatorenmanagement

Managementmaßnahmen, die das Ziel haben, hohe Brutverluste beispielsweise von Bodenbrütern oder Küstenvogelarten mittels eines jagdlichen Prädatorenmanagements zu verringern, stoßen immer wieder an ihre Grenzen, wenn der Fokus dabei auf einigen wenigen jagdbaren Arten liegt. Meist kommt es im Ergebnis solcher Bemühungen lediglich zu Verschiebungen der Prädationsraten zwischen den verschiedenen Prädatorenarten, die absoluten Verlustraten bleiben jedoch nahezu unverändert (siehe auch „mesopredator release", Crooks und Soulé 1999). Um bestandsgefährdende Prädationsraten mittels eines jagdlichen Prädatorenmanagements effektiv zu senken, müsste jedoch das gesamte maßgebliche Prädatorenspektrum in die Maßnahmen einbezogen werden. Aus diesem Grund sind groß angelegte Projekte beim jagdlichen Management mittlerweile auf ein möglichst großes Artenspektrum ausgelegt (z. B. Prädatorenmanagement zum Schutz der Großtrappe in Brandenburg und Sachsen-Anhalt, Langgemach und Bellebaum 2005). Aus jagd- und naturschutzrechtlichen Gründen können hierbei in der Regel jedoch nur Arten berücksichtigt werden, die als jagdbare Art gelistet sind und über eine Jagdzeit verfügen.

Bei zahlreichen Untersuchungen zu Prädationsursachen wurden allerdings häufig Tierarten als Hauptprädatoren identifiziert, die eine ganzjährige Schonzeit und einen eigenen Schutzstatus aufweisen, beispielsweise Rohrweihe (Prädator von Enten-/Hühnervögeln; Bro et al. 2001; Stier et al. 2009), Wiesenweihe (Prädator von Feldlerche; Hölker und Wagner 2006), Seeadler (Prädator in Graureiherkolonien, R. Weber pers. Mitt.), Kolkrabe (Prädator u. a. von Großtrappe und Kranich; Langgemach und Bellebaum 2005; Barwisch 2018) und Fischotter (Prädator von Trauerseeschwalbe; F. Tetzlaff pers. Mitt.) bzw. nicht im Jagdgesetz gelistet sind wie z. B. Uhu (Prädator von u. a. Trauerseeschwalbe, Lachmöve, Wanderfalke; Brambilla et al. 2006; Hommann 2019) oder Igel (Prädator von u. a. Uferschnepfe, Rotschenkel, Zwergseeschwalbe, Lachmöwe; Grosskopf 1989; Thyen et al. 1998; Jackson 2003; Jacob et al. 2004).

Aufgrund der genannten rechtlichen Situation wird der Fokus beim Prädatorenmanagement daher häufig auf die jagdbaren Raubsäuger gelegt, die in manchen Fällen jedoch nur nachgeordnete Prädatoren für eine Zielart darstellen, sodass die Maßnahmen nicht zum erwünschten Erfolg führen. Weil wirksame Maßnahmen gegen das maßgebliche Prädatorenspektrum bisher nur begrenzt verfügbar sind, kommt anderen Schutzmaßnahmen im Rahmen eines „Prädationsmanagements" eine umso größere Bedeutung zu (Abschn. 4.5.1 bis 4.5.4).

Beim Management ungenügend berücksichtigt werden häufig auch Wildschweine, die nachweislich zu sehr hohen Verlustraten bei Bodenbrütern und Rauhfußhühnern (Tetraonidae) führen können (Gärtner und Klaus 2004; Ryslavy 2005). Aktuelle Beobachtungen aus dem Baltikum und Ostpolen zur Entwicklung von Bo-

denbrütern nach dem Zusammenbruch der Schwarzwildbestände durch die Afrikanische Schweinepest (ASP) verdeutlichen das potenzielle Ausmaß der Prädation durch Schwarzwild. So wurden beispielsweise beim Brutvogelmonitoring in den letzten Jahren sehr hohe Brutdichten der Großen Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) ermittelt – Abundanzen die vorher in dieser Größenordnung nicht für möglich gehalten wurden (B. Jaroszewicz pers. Mitt).

4.5.5.3 Effekte von Landschaftsstrukturen auf Prädation

Die Produktivität und Komplexität des jeweiligen Habitats haben großen Einfluss auf das Interaktionsverhalten zwischen Räuber und Beute (Thompson und Gese 2007) wobei die Landschaftsgenese des besiedelten Raumes das Artenvorkommen und damit auch das potenzielle Nahrungsangebot bedingt. Lokale Gegebenheiten und unterschiedliche Landnutzungsstrategien beeinflussen nachweislich die Abundanz von Prädatoren und somit auch die potenziellen Prädationsraten (Beasley et al. 2007; Fiderer et al. 2019). Forschungsstudien haben gezeigt, dass die Waschbärendichte eines Gebietes in hohem Maße von den lokalen Habitatstrukturen abhängt (Dijak und Thompson 2000; Chamberlain et al. 2007). Es wird davon ausgegangen, dass bestimmte Fragmentierungstypen das Vorkommen von Waschbären im Gebiet erhöhen, und zwar diejenigen, die zum einen für die Fortbewegung genutzt werden und zum anderen Nahrungsressourcen bereitstellen (Thompson und Burhans 2003). Trotz ihrer Eigenschaften als Habitat- und Nahrungsgeneralisten (Gehrt 2003) kann die Verteilung und Aktivität der Waschbären und somit ihre potenzielle Bedeutung als Nestprädator demnach auf Regional- und Landschaftsebene durch Variationen in der Ressourcenverfügbarkeit beeinflusst werden (Dijak und Thompson 2000; Beasley und Rhodes 2010; Chalfoun et al. 2002; Thompson und Burhans 2003).

Das Problem erhöhter Prädationsraten tritt häufig auch in kleineren Schutzgebieten in den Vordergrund, da diese attraktiven Lebensräume Prädatoren anziehen können („ökologische Falle“ für die Zielart). Auch gut begründete Schutzmaßnahmen haben oft schwer vorhersagbare Nebeneffekte, z. B. können Schutzmaßnahmen indirekt den Prädatoren zugutekommen, indem potenzielle Beutearten zunehmen. Dort, wo die Ausbreitung von Arten durch (Naturschutz-) Maßnahmen begünstigt wird, werden die Attraktivität und wohl auch die Kapazität dieser Gebiete für Raubsäuger dauerhaft steigen (Köster und Bruns 2004).

In nahezu allen Ökosystemen stehen gestiegene Prädationsverluste meist in direktem Zusammenhang mit menschlichen Eingriffen (z. B. Entwässerung, Ausschluss natürlicher Dynamik, Eutrophierung; Evans 2004), sodass die Auswirkungen von Neozoen auf die Lebensgemeinschaften kaum mehr eindeutig von den Folgen anderer Einflussgrößen zu trennen sind (Lutz 1996). In Summe zeigen sich äußerst komplizierte ökologische Zusammenhänge, wobei viele noch einer eingehenden Untersuchung harren. Man muss davon ausgehen, dass die (wesentlich leichter zu studierenden) letalen Eingriffe von Räubern sich häufig weniger gravierend auf die Lebensgemeinschaft auswirken als Konkurrenz, Ausschluss und indirekte Effekte (Stichwort „landscape of fear“).

4.5.6 Waschbären im urbanen Raum

Dem Waschbären ist es dank seiner hohen ökologischen Plastizität, seines Klettervermögens und seiner taktilen Fähigkeiten in besonderer Weise gelungen, den menschlichen Siedlungsraum für sich zu erobern (Abb. 4.8). In den 1920er-Jahren wurde erstmalig aus einer Vorstadtsiedlung von Cincinnati (USA) über Waschbären im Siedlungsraum berichtet. In Europa hingegen war der seit nunmehr 90 Jahren erfolgreich angesiedelte Kleinbär lange Zeit ein völlig unbekannter Stadtbewohner. Die ersten Beobachtungen stammen hier aus den 1960er-Jahren aus der Großstadt Kassel (Hessen). Mittlerweile existieren in zahlreichen deutschen Städten stabile Waschbärpopulationen mit Populationsdichten von zum Teil 100 Tieren pro km^2 (Voigt 2000; Hohmann 2001; Hohmann et al. 2001; Michler 2004).

Mit dem Vordringen von Waschbären in den Siedlungsraum hat sich das Konfliktpotenzial zwischen Menschen und Waschbären verschärft. Forderungen, den Waschbären aus dem Siedlungsraum zu eliminieren und dauerhaft fernzuhalten, sind bei den günstigen Lebensbedingungen, wie sie urbane Habitate bieten, und der heutigen Gesetzgebung (BJagdG, TierSchG) nicht durchführbar (siehe Abschn. 4.5.5.1). Übergeordnetes Ziel ist es daher, ein konfliktarmes Zusammenleben von Menschen und Waschbären zu ermöglichen. Ergebnisse aus einem umfangreichen Forschungsprojekt zur Lebensweise urbaner Waschbärenvorkommen und die Erfahrungen aus Kassel sowie anderen urbanen Räumen haben gezeigt, dass durch die Anwendung eines präventiven Konfliktmanagements die vorhandenen Problemfelder effektiver und nachhaltiger minimiert werden können. Das wichtigste Kriterium hierfür ist eine intensive Öffentlichkeitsarbeit bzw. Informationspolitik.

Bei den durch Waschbären verursachten Problemen haben sich **drei übergeordnete Konfliktfelder** herauskristallisiert:

1) **Waschbären dringen in Wohnhäuser ein** und nutzen Dachböden oder Kaminschächte als Schlaf- und Wurfplätze bzw. Winterlager. Der Aufstieg auf das





Abb. 4.8 Unsere gegenwärtige Wohlstandsgesellschaft verursacht im Siedlungsraum einen riesigen Nahrungsüberschuss, der den anpassungsfähigen Waschbären ein fast unerschöpfliches Energiepotenzial liefert. (Fotos: I. Bartussek)

Fig. 4.8 Our current affluent society causes a huge food surplus in the settlement area, which provides the adaptable raccoons with an almost inexhaustible energy potential. (Photos: I. Bartussek)

Dach erfolgt meist über Fallrohre der Regenrinnen, angrenzende Bäume oder eine Fassadenbegrünung (z. B. Efeu; Michler 2003). Über lockere Dachziegel oder andere Einschlupflöcher (die z. T. aktiv vergrößert werden) erfolgt dann der Einstieg in den Dachboden (siehe Abb. 4.9). Besonders bei Wurfplätzen können durch die Spielaktivitäten der Welpen und die Anlage von Latrinen bis zum Verlassen der Wurfhöhlen nach acht bis zehn Wochen kostspielige Schäden am Haus entstehen.

2) **Angst vor Krankheiten**, die vom Wildtier auf den Menschen übertragbar sind (**Zoonosen**). Durch die zum Teil sehr hohen Populationsdichten und den damit einhergehenden verstärkten Kontakt zwischen Mensch und Waschbär resultiert bei der Übertragung von Krankheiten und Parasiten ein erhöhtes epidemiologisches Problem mit einem gewissen Infektionsrisiko für die Bevölkerung. Anders als in seiner amerikanischen Heimat weist der Waschbär in Mitteleuropa allerdings nur ein begrenztes Parasitenspektrum auf und spielt als Überträger von Krankheitserregern bislang kaum eine Rolle (siehe Abschn. 4.3.2).
3) Das Nahrungsangebot in Ortschaften ist nahezu unerschöpflich. Bei der Nahrungssuche können **Schäden im Garten** und im Umfeld der Häuser wie abgeerntete Kirschbäume, verwüstete Gartenteiche, umgestürzte Blumenkübel, aufgewühlte Grasnarben, aufgerissene Müllsäcke u. a. entstehen (Abb. 4.9). Diese Schäden werden vom Großteil der Betroffenen allerdings meist als „Kavaliersdelikte“ angesehen.

Bei den genannten Konfliktfeldern sind vielfältige Lösungswege bekannt. Als das größte Problem wird das Eindringen von Waschbären in Wohnhäuser empfunden. Einzelne Tiere wegzufangen, um Schäden zu vermeiden, ist eine reine Symptombekämpfung und aufgrund der Tradierung von Schlafplätzen uneffektiv. Vorbeugende Maßnahmen, die ein Gebäude „waschbärsicher“ machen, d. h. den Einstieg in das



Abb. 4.9 Das Eindringen von Waschbären in bewohnte Gebäude verursacht häufig ein großes Konfliktpotenzial (links & Mitte). Aufgerissene Müllsäcke, abgeerntete Obstbäume sowie umgestürzte Blumenkübel werden dagegen meist als „Kavaliersdelikte“ wahrgenommen (rechts). (Fotos: I. Bartussek)

Fig. 4.9 The intrusion of raccoons into inhabited buildings often causes a great potential for conflict. Ripped open garbage bags, harvested fruit trees as well as overturned flower pots, on the other hand, are usually perceived as “trivial offenses”. (Photos: I. Bartussek)

Gebäude verhindern, sind dagegen eine relativ einfache und überaus wirkungsvolle Methode. Waschbären lassen sich im Vergleich zum Steinmarder deutlich einfacher davon abhalten, in Gebäude einzudringen. Bei dem sensiblen Thema Zoonosen hat es sich gezeigt, dass durch eine transparente und sachliche Information über Gefahren und Risiken die vorhandenen Probleme und Ängste effektiv beseitigt werden können.

Insgesamt ist es durch Aufklärung und gezielte Maßnahmen möglich, mit relativ geringem Aufwand das bestehende Konfliktpotenzial effektiv zu minimieren. Als wichtigstes Kriterium hat sich hierbei ein gezielter Wissenstransfer mittels intensiver Presse- und Öffentlichkeitsarbeit herausgestellt. Einige Städte wie beispielsweise Kassel, Marburg oder Berlin haben bereits erfolgreich die Bürgerinnen und Bürger mit in das Management einbezogen, indem in eigenen Broschüren bzw. auf der Internetseite der Senatsverwaltung/des Ordnungsamtes verschiedene Regelungen bezüglich des Umganges der Menschen mit den Waschbären empfohlen werden. Auch Wildtierberatungsstellen, Wildtiertelefone oder Waschbär-vor-Ort-Beratungen (wie mittlerweile erfolgreich in Berlin umgesetzt[3]) erfüllen diese Aufgabe.

4.5.6.1 Die wichtigsten Maßnahmen für ein konfliktarmes Zusammenleben mit dem Waschbären

1. **Öffentlichkeitsarbeit** (Aufklärung der Anwohner mittels Informationsflyer, Internetseiten, Waschbärbeauftragten, Vortragsreihen etc.)
   a) Vermittlung von grundlegenden Kenntnissen zur Lebensweise und Biologie des Waschbären
   b) Nahrungsüberschuss, den unsere heutige Wohlstandsgesellschaft produziert, ist Ursache und Hauptlösungsansatz für die meisten Konflikte: Füttern muss unbedingt unterlassen werden, provoziert Erwartungshaltung und lockt die Tiere in meine Nähe (siehe Abb. 4.10)
   c) Wie gefährlich sind die Tiere für Mensch und Haustier, was fressen sie, wo schlafen sie und warum gibt es gerade in meinem Garten so viele Waschbären (Nahrungshotspots)?
   d) Direkten Kontakt wegen Krankheitsübertragung meiden (keine akute Gefahr, Waschbären sind nicht aggressiv und greifen Menschen nicht an)
   e) Schutz vor Zoonosen: Waschbären legen Latrinen an (Dachboden, Holzstapel, Flachdach Gartenhaus etc.), die vom gesamten Sozialverband der lokalen Waschbärenpopulation regelmäßig genutzt werden. Daher:
      - Kinder, insbesondere Kleinkinder, und Haustiere von Latrinen fernhalten, Latrinen mit Mundschutz und Gummihandschuhen entfernen und Exkremente in fest verknoteten Plastikbeuteln über den Restabfall entsorgen, kontaminierte Flächen möglichst mit siedendem Wasser begießen

[3] Kontakt Wildtiertelefon Berlin: 030 54712891. Aktuelle Broschüren zum Umgang mit Waschbären im Siedlungsraum finden sich unter www.projekt-waschbaer.de/links-und-literatur/.

Abb. 4.10 Eine der grundlegenden Maßnahmen im Rahmen eines erfolgreichen Konfliktmanagements ist die effektive Reduzierung von Nahrungsressourcen. Daher ist eine der wichtigsten Forderungen, Waschbären nicht aktiv zu füttern. Aber auch indirekt durch den Menschen zur Verfügung gestellte Nahrungsquellen wie Abfalltonnen und Gelbe Säcke müssen unzugänglich gemacht werden. (Fotos: I. Bartussek (li & re), F. Michler (Mi))

Fig. 4.10 One of the basic measures in successful conflict management is the effective reduction of food resources. Therefore, one of the most important requirements is not to actively feed raccoons. However, food sources provided indirectly by humans, such as garbage cans and yellow bags, must not be accessible to raccoons. (Photos: I. Bartussek (l & r), F. Michler (mi))

    - Größere Latrinen im Haus (Dachboden) sollten von Fachpersonal beseitigt werden (Desinfektion, Abflammen mittels Gasbrenner)
    - Direkten Kontakt mit Waschbären vermeiden
    - Haustiere regelmväßig impfen und entwurmen

2. **Habitatmanagement** (Verschlechterung der Lebensbedingungen für den Waschbären)
   a) Nahrungsressourcen verringern
    - Waschbären nicht füttern!
    - Müll und Abfälle (Futterreste) unzugänglich aufbewahren
    - Keine hochkalorischen Speisereste auf den Kompost werfen (Gemüse, Kartoffelschalen etc. sind unproblematisch), evtl. verschließbare Schnellkomposter verwenden
    - Müll- und Biotonnen mit Spanngummis oder Schwerkraftschlössern sichern
    - Gelbe Säcke erst morgens herausstellen oder in verschließbaren Holzboxen aufbewahren
    - Zur Fruchtzeit Aufstieg in Obstbäume mit glatten Manschetten verbauen – es dürfen keine Überstiegsmöglichkeiten von benachbarten Bäumen, einem Haus/Schuppen bestehen
    - Reifes Obst/Beeren ernten und Fallobst aufsammeln
    - Haustiere nicht im Freien füttern oder die Futterreste abends ins Haus räumen
    - Wertvolle Pflanzungen, Gartenteiche (Goldfische werden gerne gefangen), mit Elektrozaun-Anlagen sichern
    - Gehege für Hausgeflügel etc., die nachts nicht vollständig verschlossen sind, mit Elektrolitzen sichern
    - Vogelfutter nur dann ausbringen, wenn Waschbären und andere Wildtiere keinen Zugang haben (z. B. Baum mit Manschette sichern, siehe Abschn. 4.5.1)
    - Nur waschbärensichere Vogelkästen aufhängen (siehe Abschn. 4.5.2)

b) Das Haus sichern (Strukturen, die als Schlaf- u. Wurfplätze genutzt werden können, dauerhaft unzugänglich machen)
   - Den Aufstieg auf das Dach mit stabilen Schutzvorrichtungen verhindern (z. B. PET- oder Blechmanschetten, die sich um die Fallrohre/Blitzableiter schmiegen; siehe Abb. 4.11). Handelsübliche Katzenkränze, Baumspiralen oder Stacheldraht sind bessere Kletterhilfen und funktionieren nicht.
   - Einstiege in die Häuser (lose Dachziegel, Kellerfenster, Kaminschacht) konsequent verschließen. Metallgitter auf dem Schornstein anbringen.
   - Bäume, die an oder über das Dach reichen, großzügig zurückschneiden
   - Schwer zu sichernde Häuser (Holzhäuser, Grünfassade mit Efeu oder Wilder Wein) mit Elektrolitzen versehen (es sind mittlerweile sehr effektive Schutzvorrichtungen auf dem Markt; z. B. www.waschbaerschutz.de)
   - Katzenklappen nachts verschließen oder chipgesteuerte Klappen mit Schließfunktion verwenden
   - Vergrämung: Versuche, Waschbären mit Lärm, Duftstoffen, Ultraschallgeräten, Licht, Chemie oder mechanischen Mitteln zu vertreiben, haben häufig nur kurzfristigen Erfolg. Bei Wurfplätzen können Vergrämungen aufgrund des hohen Sicherheitsbedürfnisses der Mutter allerdings sehr wirkungsvoll sein.



Abb. 4.11 In Kassel nutzten die telemetrierten Waschbären in > 70 % der Fälle die Abfallrohre der Regenrinnen, um auf das Dach der Gebäude zu kommen (Michler et al. 2004). Der Einstieg in das Haus erfolgt dann in der Regel über lose Dachziegel oder den Kaminschacht. Mechanische Schutzvorrichtungen an den Fallrohren können effektiv den Aufstieg auf die Häuser verhindern. (Fotos: I Bartussek (li & Mi), F. Michler (re))

Fig. 4.11 In Kassel, raccoons examined by telemetry used the waste pipes of the rain gutters to access the roof of buildings in > 70 % of the cases (Michler et al. 2004). Entry into the house is then usually via loose roof tiles or the chimney shaft. Mechanical guards on downspouts can effectively prevent them from climbing onto houses. (Photos: I Bartussek (l & mi), F. Michler (r))

4.6 Künftige Herausforderungen für Forschung und Management

Weltweit sind Raubsäuger ein integraler Bestandteil von Ökosystemen. Ein nachhaltiges Management entsprechender Arten stützt sich auf fundierte Kenntnisse biologisch-ökologischer Zusammenhänge. Die Erarbeitung von Strategien zum Management der Neozoen in ihrem neuen Lebensraum scheitert jedoch häufig am unzureichenden Wissensstand über die Biologie der Tierarten. So ist die Ermittlung der ökologischen Ansprüche der Arten sowie die Information der Öffentlichkeit Voraussetzung für eine effiziente Prävention von ökonomischen und ökologischen Schäden (Holtmeier 2002). Sowohl ein zukünftiger Umgang mit der Tierart Waschbär als auch ein effizienter Artenschutz und die Erarbeitung und Erprobung von Managementkonzepten ist ohne grundlegende Kenntnisse zur Populationsbiologie in den betreffenden Vorkommensgebieten und ohne ein elementares Verständnis der angewandten Methoden nicht realisierbar (Hofer 2016). Rein auf indirekten Nachweisführungen basierende Untersuchungen sollten bei gesetzlichen Entscheidungen bzw. ökologischen Einstufungen keine Verwendung finden. Voraussetzung für die Handlungsentscheidungen müssen zukünftig vielmehr eine auf die konkrete Teilpopulation bezogene Einschätzung sein, inwieweit eine erhebliche Gefährdung für lokale Populationen natürlich vorkommender, geschützter Arten belegbar oder begründbar ist (Scheibner et al. 2015). Die valide Einstufung des Gefährdungspotenzials muss regionalspezifisch und unter einer differenzierten Relation der Gefährdungspotenziale erfolgen. Aussagen zu eventuellen Ursachen für eine zunehmende Instabilität von Lebensgemeinschaften sollten generell nur auf der Grundlage von validem wissenschaftlichem Datenmaterial basieren (Boitani und Fuller 2000). Bei der Vielzahl publizierter und unveröffentlichter Wahrnehmungen und Bewertungen muss eine weitgehende Reduktion auf Versuche mit systematischem Ansatz und wissenschaftlicher Auswertung erfolgen (Langgemach und Bellebaum 2005). Insbesondere bei der zunehmend geforderten Bewertung dieser Art und der Erstellung von Managementplänen besteht eine dringende Forderung nach der systematischen Auswertung verfügbarer Evidenz (Sutherland et al. 2004).

Literatur

Anastasiadis S (2011) Auswirkungen des Waschbären auf native Amphibienarten Niedersachsens. Masterarbeit Tierärztliche Hochschule Hannover

Anheyer-Behmenburg HE (2013) Untersuchungen zum Vorkommen von Zoonoseerregern und dem caninen Staupevirus in der Waschbärpopulation Niedersachsens, 2011–2013. Inaugural-Dissertation an der Tierärztlichen Hochschule Hannover

Ansorge H (1991) Die Ernährungsökologie des Rotfuchses, *Vulpes vulpes*, in der Oberlausitz während des Winterhalbjahres. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz: Staatliches Museum für Naturkunde, Forschungsstelle, Bd 62

Appel MJG, Summers BA (1995) Pathogenicity of morbilliviruses for terrestrial carnivores. Vet Microbiol 44:187–191

Bartoszewicz M, Okarma H, Zalewski A, Szczesna J (2008) Ecology of the raccoon (*Procyon lotor*) from western Poland. Ann Zool Fenn 45:291–298

Bartussek I (2004) Die Waschbären kommen. Wissenswertes und praktische Tipps für den Umgang mit unseren neuen, wilden Nachbarn. Cognitio-Verlag, Niedenstein

Barwisch I (2018) Sexual differential investment and influence of disturbances on reproductive success of Common cranes (*Grus grus*). Masterarbeit Universität Greifswald

Baudach F, Greiser G, Martin I, Ponick W (2022) Waschbär *Procyon lotor* – Status und Entwicklung ausgewählter Wildtierarten in Deutschland. Jahresbericht 2000. Wildtier-Informationssystem der Länder Deutschlands (WILD). Deutscher Jagdverband (Hrsg), Berlin, S 12–15

Bauer C (2011) Baylisascariose (*Baylisascaris procyonis*) – eine seltene parasitäre Zoonose in Europa. Berl Munch Tierarztl Wochenschr 124:465–472

Bauer C (2013) Baylisascariosis – Infections of animals and humans with 'unusual' roundworms. Vet Parasitol 193:404–412

Bauer C, Knorr H, Gey A (1992) Baylisaskariose – eine in Europa neue Zoonose. Deutsche Veterinärmedizinische Gesellschaft, 4. Hohenheimer Seminar „Aktuelle Zoonosen", Frankfurt-Main, S 204–206

Beasley JC, Rhodes OE (2010) Influence of patch- and landscape-level attributes on the movement behavior of raccoons in agriculturally fragmented landscapes. Can J Zool 88(2):161–169

Beasley JC, Devault TL, Rhodes OE (2007) Home-range attributes of raccoons in a fragmented agricultural region of Northern Indiana. J Wildl Manag 71(3):844–850

Becker S (2011) Der Waschbär (*Procyon lotor* Linné, 1758) in Deutschland – eine Konfliktart? Bachelorarbeit Georg-August-Universität, Göttingen

Bellebaum J (2002) Prädation als Gefährdung bodenbrütender Vögel in Deutschland – eine Übersicht. Berichte zum Vogelschutz 39:95–117

Beltrán-Beck B, García FJ, Gortázar C (2012) Raccoons in Europe: disease hazards due to the establishment of an invasive species. Eur J Wildl Res 58:5–15

Blackwell BF, Seamans TW, White RJ, Patton ZJ, Bush RM, Cepek JD (2004) Exposure time of oral rabies vaccine bait relative to baiting density and raccoon population density. J Wildl Dis 40:222–229

Bodey TW, Bearhop S, McDonald RA (2011) The diet of an invasive nonnative predator, the feral ferret *Mustela furo*, and implications for the conservation of ground-nesting birds. Eur J Wildl Res 57:107–117

Boitani L, Fuller T (2000) Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York City

Bonanno G (2016) Alien species: to remove or not to remove? That is the question. Environ Sci Pol 59:67–73

Brambilla M, Rubbolini D, Guidali F (2006) Eagle Owl *Bubo bubo* proximity can lower productivity of cliff-nesting Peregrines *Falco peregrinus*. Ornis Fennica 83:20–26

Brigham AJ, Sibly RM (1999) A review of the phenomenon of neophobia. In: Cowan DP, Feare JC (Hrsg) Advances in vertebrate pest management. Filander Verlag, Fürth, S S67–S84

Bro E, Reitz F, Clobert J, Migot P, Massot M (2001) Diagnosing the environmental causes of the decline in Grey Partridge *Perdix perdix* in France. Ibis 143:120–132

Chalfoun AD, Ratnaswamy MJ, Thompson FR (2002) Songbird nest predators in forest – pasture edge and forest interior in a fragmented landscape. Ecol Appl 12:858–867

Chamberlain MJ, Austin J, Leopold BD, Burger LW Jr (2007) Effects of landscape composition and structure on core use areas of raccoons (*Procyon lotor*) in a prairie landscape. Am Midl Nat 158:113–122

Conraths FJ, Bauer C, Cseke J, Laube H (1996) Arbeitsplatzbedingte Infektionen des Menschen mit dem Waschbärspulwurm (*B. procyonis*). Arbeitsmed Sozialmed Umweltmed 31:13–17

Conz O, Stübing S (2017) Fremd in Hessen? Position zu Neozoen in Hessen. HGON 12(2017):22–24

Coté IM, Sutherland WJ (1997) The effectiveness of removing predators to protect bird populations. Conserv Biol 11:395–405

Crooks KR, Soulé ME (1999) Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. Nature 400:563–566

Dijak WD, Thompson FR (2000) Landscape and edge effects on the distribution of mammalian predators in Missouri. J Wildl Manag 64:209–216

Drygala F, Werner U, Zoller H (2013) Diet composition of the invasive raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) and the native red fox (*Vulpes vulpes*) in north-east Germany. Hystrix 24:190–194

Engelmann A (2011) Analyse von Exkrementen gefangener Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) aus dem Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter Berücksichtigung individueller Parameter. Diplomarbeit Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Engelmann A, Köhnemann BA, Michler FU (2011) Nahrungsökologische Analyse von Exkrementen gefangener Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) aus dem Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter Berücksichtigung individueller Parameter. Beitr Jagd Wildforsch 36:587–604

Engemann RM, Martin RE, Constantin B, Noel R, Woolard J (2003) Monitoring predators to optimize their management for marine turtle nest predation. Biol Conserv 113:171–178

Essl F, Klingenstein F, Nehring S, Otto C, Rabitsch W, Stöhr O (2008) Schwarze Listen invasiver Arten – ein Instrument zur Risikobewertung für die Naturschutzpraxis. Z Nat Landsch 83:9–10

Evans KL (2004) The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. Ibis 146:1–13

Fawzy T, Krekeler M, Lux S (2017) Prädationsmanagement – Ein Leitfaden für Naturschützer und Interessierte. Deutsche Bundesstiftung Umwelt

Fiderer C, Göttert T, Zeller U (2019) Spatial interrelations between raccoons (*Procyon lotor*), red foxes (*Vulpes vulpes*) and ground-nesting birds in a special protection area of Germany. Eur J Wildl Res. https://doi.org/10.1007/s10344-018-1249-z

Fischer M, Hohmann U, Lang J, Michler FU, Michler BA (in print) Common raccoon. In: Loy A, Ciucci P (Hrsg) Carnivora. Handbook of the mammals of Europe. Springer, Cham

Fischer ML, Hochkirch A, Heddergott M, Schulze C, Anheyer-Behmenburg HE, Lang J, Michler FU, Hohmann U, Ansorge H, Hoffmann L, Klein R, Frantz AC (2015) Historical invasion records can be misleading: Genetic evidence for multiple introductions of invasive raccoons *(Procyon lotor*) in Germany. PLoS One. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0125441

Fischer ML, Sullivan MJP, Greiser G, Guerrero-Casado J, Heddergott M, Hohmann U, Keuling O, Lang J, Martin I, Michler FU, Winter A, Klein R (2016) Assessing and predicting the spread of non-native raccoons in Germany using hunting bag data and dispersal weighted models. Biol Invasions 18:57–71

Frantz AC, Cyriacks P, Schley L (2005) Spatial behaviour of a female raccoon (*Procyon lotor*) at the edge of the species' European distribution range. Eur J Wildl Res 51:126–130

Frantz AC, Schleimer A, Wittische J, Heddergott M (2021) Close spatial overlap between the genetic population boundaries of raccoons and the distribution of the raccoon roundworm in Germany. Hystrix It J Mamm 32(2):1–4

Gärtner S, Klaus S (2004) Der Einfluss von Beutegreifern auf das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*). Beitr Jagd Wildforsch 29:295–302

Gebhardt H, Kinzelbach R, Schmidt-Fischer S (1996) Gebietsfremde Tierarten. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg

Gehrt SD (2003) Raccoon (*Procyon lotor*) and allies. In: Feldhamer GA, Thompson BC, Chapman JA (Hrsg) Wild mammals of North America: biology, management, and conservation, 2. Aufl. John Hopkins University Press, Baltimore, S 611–634

Geiter O, Homma S, Kinzelbach R (2002) Bestandsaufnahme und Bewertung von Neozoen in Deutschland – Untersuchung der Wirkung von Biologie und Genetik ausgewählter Neozoen auf Ökosysteme und Vergleich mit den potenziellen Effekten gentechnisch veränderter Organismen. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Texte 25/02

George WG (1974) Domestic cats as predators and factors in winter shortages of raptor prey. Wilson Bull 86:384–396

Gey AB (1998) Synopsis der Parasitenfauna des Waschbären (*Procyon lotor*) unter Berücksichtigung von Befunden aus Hessen. Dissertation Universität Gießen

Gill EL, Cotterill JV, Cowan DP, Grey CB, Gurney JE, Moore NP, Nadian AK, Watkins RW (1999) All in the worst possible taste: chemical repellents in vertebrate pest management. In: Cowan DP, Feare CD (Hrsg) Advances in vertebrate pest management. Filander Verlag, Fürth, S 283–295

Gleichner W, Gleichner F (2013) Aktiver Horstschutz durch das Ummanteln von Horstbäumen im Altkreis Bernburg von 2009 bis 2012. Ornithol Mitt 65(9/10):239–246

Görner M (2009) Haben Waschbären (*Procyon lotor*) einen Einfluss auf den Reproduktionserfolg heimischer Vögel? Acta Ornithoecol 6(4):197–209

Görner M (2011) Waschbär (Procyon lotor) und Vogelwelt. Beitr Jagd Wildforsch 36:515–519

Gramentz D (2020) Ergebnisse zur Abwehr von Waschbären an einem Fortpflanzungsgewässer von Amphibien mit einem Elektrozaun. Unveröffentlichter Bericht für die Senatsverwaltung für Umwelt. Verkehr und Klimaschutz, Berlin

Grosskopf G (1989) Die Vogelwelt von Wangerooge. Holzberg Verlag, Oldenburg

Günther E, Hellmann M (2002) Starker Bestandsrückgang baumbrütender Mauersegler *Apus apus* im nordöstlichen Harz (Sachsen-Anhalt) – War es der Waschbär *Procyon lotor*? Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum Halberstadt 20:81–98

Günther R (1996) Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena

Hachtel M, Schlüpmann M, Thiesmeier B, Weddeling K (2009) Methoden der Amphibienerfassung – eine Übersicht. Z Feldherpetol 15:7–84

Hackländer K, Schneider S, Lanz JD (2014) Einfluss von Hauskatzen auf die heimische Fauna und mögliche Managementmaßnahmen. Gutachten im Auftrag der Universität für Bodenkultur, Wien

Hartmann E (2002) Zur Problematik der Raubsäuger in ausgewählten Küstenvogel-Schutzgebieten Mecklenburg-Vorpommerns. Diplomarbeit Fachhochschule Eberswalde

Heßler N, Quillfeldt P (2018) Nistkästen als ökologische Falle und was sich dagegen tun lässt. Vogelwarte 56:29–32

Heddergott M (2020a) Hohe Prävalenz von Antikörpern gegen *Toxoplasma gondii* im Blutserum von Waschbären (*Procyon lotor*) aus der nordwestlichen hessischen Rhön, Deutschland. Beitr Jagd Wildforsch 45:125–132

Heddergott M (2020b) Der Waschbärspulwurm (*Baylisascaris procyonis*) in Deutschland: Eine Übersicht. Beitr Jagd Wildforsch 45:165–175

Heddergott M, Steinbach P, Schwarz S, Anheyer-Behmenburg HE, Sutor A, Schliephake A, Jeschke D, Striese M, Müller F, Meyer-Kayser E, Stubbe M, Osten-Sacken N, Krüger S, Gaede W, Runge M, Hoffmann L, Ansorge H, Conraths FJ, Frantz AC (2020) Geographic distribution of raccoon roundworm, *Baylisascaris procyonis*, Germany and Luxemburg. Emerg Infect Dis 26(4):821–823

Helbig D (2011) Untersuchungen zum Waschbären (*Procyon lotor* Linné, 1758) im Raum Bernburg. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 48:3–19

Henze S, Henkel U (2007) Zum Einfluss des Waschbären auf den Graureiher-Brutbestand im ehemaligen Landkreises Bernburg. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 2:45–52

Hiery M, Hohmann U (2011) Pilot study on the immigration of the raccoon (*Procyon lotor* L., 1758) into Rhineland-Palatinate. Mamm Biol 76(Special issue):12

Hofer U (2016) Evidenzbasierter Artenschutz – Begriffe, Konzepte, Methoden. Haupt Verlag, Bern

Hoffmann CO, Gottschang JJ (1977) Numbers, distribution, and movements of a raccoon population in a suburban residential community. J Mammal 58:623–636

Hohmann U (1998) Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im Solling, Südniedersachsen, unter besonderer Berücksichtigung des Sozialverhaltens. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen

Hohmann U (2000) Raumnutzung und Sozialsystem des Waschbären in Mitteldeutschland. Wildtier Schweiz 8/9

Hohmann U (2001) Stand und Perspektiven der Erforschung des Waschbären in Deutschland. Beitr Jagd Wildforsch 26:181–186

Hohmann U (2005) Der Waschbär (*Procyon lotor*). Wildtier Schweiz 15/19

Hohmann U, Bartussek I (2011) Der Waschbär, 3. aktual. Aufl. Oertel und Spörer, Reutlingen

Hohmann U, Hupe K (1998) Interspecific competition of the raccoon (*Procyon lotor*) and the wildcat (*Felis silvestris*) with regard to rest sites in Germany. Agriculture forestry – game, integrating wildlife in and management. IUGB-proceedings, Thessaloniki, S 361–367

Hohmann U, Voigt S, Andreas U (2001) Quo vadis raccoon? New visitors in our backyards – On the urbanization of an allochthone carnivore in Germany. In: Gottschalk E, Barkow A, Mühlenberg M, Settele J (Hrsg) Naturschutz und Verhalten. UFZ-Bericht 2, Leipzig, S 143–148

Hölker M, Wagner T (2006) Untersuchungen zur Nahrungsökologie von Wiesenweihen *Circus pygargus* in der ackerbaulich geprägten Feldlandschaft der Hellwegbörde/Nordrhein-Westfalen. Vogelwelt 127:37–50

Holtmeier FK (2002) Tiere in der Landschaft: Einfluss und ökologische Bedeutung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart

Hommann I (2019) Management der invasiven Neozoen Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*), Mink (*Neovison vison*) und Waschbär (*Procyon lotor*) zum Schutz von Brutvogelkolonien und Vogelinseln. Masterarbeit Technische Universität Dresden

Horn J (2021) Waschbären (*Procyon lotor*) als potentielle Gefahr für einheimische Fledermäuse, Teil 1: Fallbeispiel eines Quartiers des Großen Mausohrs (*Myotis myotis*). Nyctalus 19(4–5):445–451

Hunter L, Barrett P (2012) Raubtiere der Welt. Haupt Verlag, Bern

Jackson D (2003) Waders, hedgehogs and machair: conservation lessons from the Outer Hebrides. Wader Study Group Bull 100:14–19

Jacob C, Clemens T, Hartwig E (2004) Zur Bestandsentwicklung der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) auf der ostfriesischen Insel Wangerooge. Natur- Umweltschutz 3:6–13

Jolley DB, Ditchkoff SS, Sparklin BD, Hanson LB, Mitchell MS, Grand JB (2010) Estimate of herpetofauna depredation by a population of wild pigs. J Mammal 91:519–524

Kalchreuter H (1994) Auswirkungen der Jagd auf Tierpopulationen – kompensatorische Mechanismen. Habilitationsschrift. Verlag D. Hoffmann, Mainz

Kampmann H (1972) Der Waschbär in Deutschland. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen

Kampmann H (1975) Der Waschbär: Verbreitung, Ökologie, Lebensweise, Jagd. Paul Parey Verlag, Singhofen

Kipp C, Kipp M (2003) Auswirkungen von Gelegeschutz und Jungvogelsicherung auf den Reproduktionserfolg des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*). Charadrius 39:175–181

Klammer G, Klammer M, Schlufter T, Pusch J (2018) Schutz von Rotmilan-Horstbäumen. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 55(2):77–79

Kluijver HN (1966) Regulation of a bird population. Ostrich 6(Suppl):389–396

Koepfli KP, Gompper ME, Eizirik E, Ho CC, Linden L, Maldonado JE, Wayne RK (2007) Phylogony of the Procyonidae (Mammalia: Carnivora): Molecules, morphology and the Great American Interchange. Mol Phylogenet Evol 43:1076–1095

Kolbe J (2017) Störende Einflüsse auf die Brutbiologie des Eurasischen Kranichs (*Grus grus*) in Norddeutschland. Bachelorarbeit Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald

Kornacka A, Cybulska A, Moskwa B, Popiołek M (2019) Raccoon as a vector of pathogenic zoonosis in Central Europe. The XXV Congress of the Polish Parasitological Society at Warsaw. Ann Parasitol 65(Suppl)

Köster H, Bruns HA (2004) Haben Wiesenvögel in binnenländischen Schutzgebieten ein „Fuchsproblem"? In: NABU, Michael-Otto-Institut im NABU (Hrsg) Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland. Tagungsbericht, Bergenhusen, S 37–52

Krüger H-H (2010) Tierische Einwanderer aus aller Welt – wie gehen wir mit Neozoen um? Otter-Post 4/2010

Kube J, Brenning U, Kruch W, Nehls HW (2005) Bestandsentwicklung von bodenbrütenden Küstenvögeln auf Inseln in der Wismar-Bucht (westliche Ostsee): Lektionen aus 50 Jahren Prädatorenmanagement. Vogelwelt 126:299–320

Küchle M, Knorr HL, Medenblik-Frysch S, Weber A, Bauer C, Naumann GO (1993) Diffuse unilateral subacute neuroretinitis syndrome in a German most likely caused by the raccoon roundworm, *Baylisascaris procyonis*. Graefes Arch Clin Exp Ophthalmol 231:48–51

Langgemach T, Bellebaum J (2005) Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Vogelwelt 126:259–298

Liberg O (1982) Correction factors for important prey categories in the diet of domestic cats. Acta Theriol 27:115–122

Litzbarski H, Eschholz N (1999) Zur Bestandsentwicklung der Großtrappe (*Otis tarda*) in Brandenburg. Otis 7:116–121

Lüning S, Zucchi H (2010) Untersuchungen zum Einfluss des Waschbären (*Procyon lotor*) auf eine Laichgesellschaft der Erdkröte (*Bufo bufo*). Säugetierkundliche Informationen 7:349–360

Lutz W (1980) Teilergebnisse der Nahrungsanalysen am Waschbären (*Procyon lotor* L.) in Nordhessen. Z Jagdwiss 26:61–66

Lutz W (1981) Untersuchungen zur Nahrungsbiologie des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) und zum möglichen Einfluss auf andere Tierarten in seinem Lebensraum. Dissertation Universität Heidelberg

Lutz W (1995) Erfahrungen mit ausgewählten Säugetierarten und ihr zukünftiger Status. In: Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg) Statuskolloquium „Neozoen – neue Tierarten in der Natur". Tagungsführer, Fellach, S 297–310

Lutz W (1996) Goldschakal, Marderhund, Waschbär: Nachtaktive Neubürger. Rheinisch-Westfälischer Jäger 8:36–38

Lux E, Priemer J (1995) Zur Parasitierung wildlebender Waschbären unter dem Aspekt ihrer nordamerikanischen Herkunft. Verh ber Erkrg Zootiere 37:429–434

Lux E, Barke A, Mix H (1999) Die Waschbären (*Procyon lotor*) Brandenburgs – eine Herausforderung für den Naturschutz. Artenschutzreport 6:12–16

Marcström V, Kenward RE, Engren E (1988) The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: an experimental study. J Anim Ecol 57:859–872

McCulloch MN, Tucker GM, Baillie SR (1992) The hunting of migratory birds in Europe: a ringing recovery analysis. Ibis 134(Suppl):55–65

Meinig H, Boye P, Dähne M, Hutterer R, Lang J (2020) Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt 170(2)

Michler BA (2020) Koproskopische Untersuchungen zum Nahrungsspektrum des Waschbären *Procyon lotor* (Linné, 1758) im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern) unter spezieller Berücksichtigung des Artenschutzes und des Endoparasitenbefalls. Wildforschung in Mecklenburg-Vorpommern 5

Michler FU (2003) Untersuchungen zur Raumnutzung des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im urbanen Lebensraum am Beispiel der Stadt Kassel (Nordhessen). Diplomarbeit Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Michler FU (2004) Waschbären im Stadtgebiet. Infodienst Wildbiologie & Oekologie. Wildbiologie 2/2004. Zürich, Schweiz

Michler FU (2018) Säugetierkundliche Freilandforschung zur Populationsbiologie des Waschbären *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758) in einem naturnahen Tieflandbuchenwald im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern). Wildtierforschung in Mecklenburg-Vorpommern 4

Michler FU, Michler BA (2012) Ökologische, ökonomische und epidemiologische Bedeutung des Waschbären (*Procyon lotor*) in Deutschland – eine aktuelle Übersicht. Beitr Jagd Wildforsch 37:387–395

Michler FU, Hohmann U, Stubbe M (2004) Aktionsräume, Tagesschlafplätze und Sozialsystem des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im urbanen Lebensraum der Großstadt Kassel (Nordhessen). Beitr Jagd Wildforsch 29:257–273

Michler FU, Köhnemann BA, Roth M, Speck S, Fickel J, Wibbelt G (2009) Todesursachen sendermarkierter Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) im Müritz-Nationalpark (Mecklenburg-Vorpommern). Beitr Jagd Wildforsch 34:339–355

Müntinga J (2022) Die aktuelle Verbreitung des Nordamerikanischen Waschbären (*Procyon lotor*) in Deutschland und Europa. Bachelorarbeit Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde

Murrey WJ, Kazacos KR (2004) Raccoon roundworm encephalitis. Clin Infect Dis 39(10):1484–1492

Muschik I, Köhnemann B, Michler F (2011) Untersuchungen zur Entwicklung des Raum- und Sozialverhaltens von Waschbär-Mutterfamilien (*Procyon lotor* L.) und dessen jagdrechtliche Relevanz. Beitr Jagd Wildforsch 36:573–585

Nachtigall W, Lerch U, Schmidt JU (2020) Brutbestand, Reproduktion und Nestbaumschutz beim Rotmilan (*Milvus milvus*). Abschlussveranstaltung zum Projekt „Rotmilan – Land zum Leben" 22.10.2019, Berlin

Nehring S (2018) Warum der gebietsfremde Waschbär naturschutzfachlich eine invasive Art ist – trotz oder gerade wegen aktueller Forschungsergebnisse. Natur und Landschaft 93:453–461

Nehring S, Skowronek S (2020) Die invasiven gebietsfremden Arten der Unionsliste der Verordnung (EU) Nr. 1143/2014 – Zweite Fortschreibung 2019. BfN-Skripten 574. Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Nehring S, Essl F, Klingenstein F, Nowack C, Rabitsch W, Stöhr O, Wiesnder C, Wolter C (2010) Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten 285. Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Nehring S, Essl F, Rabitsch W (2013) Methodik der naturschutzfachlichen Invasivitätsbewertung für gebietsfremde Arten. BfN-Skripten 401. Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Nehring S, Rabitsch W, Kowarik I, Essl F (2015) Naturschutzfachliche Invasivitätsbewertungen für in Deutschland wildlebende gebietsfremde Wirbeltiere. Positionspapier des Bundesamtes für Naturschutz. BfN-Skripten 409. Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Nentwig W, Kühnel E, Bacher S (2010) A generic impact-scoring system applied to alien mammals in Europe. Conserv Biol 24:302–311

Nicolai B (2006) Rotmilan *Milvus milvus* und andere Greifvögel (Accipitridae) im nordöstlichen Harzvorland. Situation 2006. Ornithol Jahresber Mus Heine 24:1–34

Nordström M, Högmander J, Laine J, Nummelin J, Laanetu N, Korpimäki E (2004) Effects of feral mink removal on seabird, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. Biol Conserv 109:359–368

Ocakdan AR (2020) The North American raccoon in the European context: the complexity of management and regulation of a non-native species. Bachelorarbeit Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde

Page LK, Beasley JC, Olson ZH, Smyser TJ, Downey M, Kellner KF, McCord SE, Egan TS, Rhodes OE Jr (2011) Reducing *Baylisascaris procyonis* roundworm larvae in raccoon latrines. Emerg Infect Dis 17:90–93

Parsons AW, Simons TR, O'Connell AF, Stoskopf MK (2013) Demographics, diet, movements, and survival of an isolated, unmanaged raccoon *Procyon lotor* (Procyonidae, Carnivora) population on the Outer Banks of North Carolina. Mammalia 77:21–30

Pomeroy L, Björnstad O, Holmes E (2008) The evolutionary and epidemiological dynamics of the paramyxoviridae. J Mol Evol 66:98–110

Prange S, Gehrt SD, Wiggers EP (2003) Demographic factors contributing to high raccoon densities in urban landscapes. J Wildl Manag 67:324–333

Probst R (2014) Literaturstudie Prädation & Vogelschutz. BirdLife Österreich, Österreich

Reichholf J (1993) Dynamik von Fauna und Flora und ihre Konsequenzen für Schutzprogramme. Kommission für Ökologie, Bayrische Akademie der Wissenschaften, Rundgespräch 6:75–86

Rentería-Solís Z (2015) Disease occurrence in free-ranging raccoons (*Procyon lotor*) from urban and rural populations in North-eastern Germany. Inaugural-Dissertation Freie Universität Berlin

Rentería-Solís Z, Hamedy A, Michler FU, Michler BA, Lücker E, Stier N, Wibbelt G, Riehn K (2013) *Alaria alata* mesocercariae in raccoons (*Procyon lotor*) in Germany. Parasitol Res 112:3595–3600

Rentería-Solís Z, Förster C, Aue A, Wittstatt U, Wibbelt G, König M (2014a) Canine distemper outbreak in raccoons suggests pathogen interspecies transmission amongst alien and native carnivores in urban areas from Germany. Vet Microbiol 174:50–59

Rentería-Solís Z, Min AM, Alasaad S, Müller K, Michler FU, Schmäschke R, Wittstatt U, Rossi L, Wibbelt G (2014b) Genetic epidemiology and pathology of raccoon-derived Sarcoptes mites from urban areas of Germany. Med Vet Entomol 28:98–103

Rivest P, Bergeron JM (1981) Density, food habits, and economic importance of raccoons (*Procyon lotor*) in Quebec agrosystems. Can J Zool 59:1755–1762

Rosatte RC (2000) Management of raccoons (*Procyon lotor*) in Ontario, Canada: do human intervention and disease have significant impact on raccoon populations? Mammalia 64:369–390

Rosatte RC, Power MJ, Machines CD, Campbell JB (1992) Trap-vaccinate-release and oral vaccination for rabies control in urban skunks, raccoons and foxes. J Wildl Dis 28:562–571

Ryslavy T (2005) Prädation bei Bruten der Wiesenweihe *Circus pygargus* in Brandenburg. Vogelwelt 126:381–384

Saghir N, Panienka S (2021) Waschbären erbeuten Amphibien in einem Steinbruch nahe Heidelberg. Feldherpetologisches Magazin 16:3–9

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. Science 287:1770–1774

Sapp SG, Rascoe LN, Wilkins PP, Handali S, Gray EB, Eberhard M, Woodhall DM, Montgomery SP, Bailey KL, Lankau EW, Yabsley MJ (2016) *Baylisascaris procyonis* roundworm seroprevalence among wildlife rehabilitators, United States and Canada, 2012–2015. Emerg Infect Dis 22:2128–2131

Scheibner C, Roth M, Nehring S, Schmiedel D, Wilhelm EG, Winter S (2015) Management-Handbuch zum Umgang mit gebietsfremden Arten in Deutschland. Band 2: Wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Schifferli L, Horch P, Ayé R, Spaar R (2011) Kiebitze im Spannungsfeld von Landwirtschaft und Prädation – Umgang mit Elektrozäunen (Weidenetzen) zum Schutz von Kiebitzbruten. Schweizerische Vogelwarte Sempach und Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz

Schneeweiss N, Wolf M (2009) Neozoen – eine neue Gefahr für die Reliktpopulationen der Europäischen Sumpfschildkröte in Nordostdeutschland. Ztschr. Feldherpetologie 16:163–182

Schneeweiss N, Pletz M, Alscher M, Alscher G, Otto M (2019) Der Waschbär (*Procyon lotor*), ein bedrohlicher Prädator der Europäischen Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) in NO-Deutschland. Ztschr Feldherpetologie 26:155–171

Schrack M (2010) Der Nordamerikanische Waschbär (*Procyon lotor*) – ein Gegenspieler wehrhafter Vogelarten. Veröffentlichungen Museum Westlausitz Kamenz 30:75–82

Schütz T, Kolbe M, Steinborn E, Nicolai B (2020) Effizienzkontrolle von Baummanschetten zum Schutz von Bruten des Rotmilans *Milvus milvus* und anderer Greifvögel vor Prädation durch Waschbären *Procyon lotor*. Vogelwelt 140:93–102

Schwan C (2003) Nahrungsökologische Untersuchungen an Marderhunden (*Nyctereutes procyonoides* Gray, 1834) und Waschbären (*Procyon lotor* Linnaeus, 1758) in ihrem nordöstlichen Verbreitungsgebiet Deutschlands. Diplomarbeit Technische Universität Dresden

Schwarz S, Sutor A, Mattis R, Conraths FJ (2015) Der Waschbärspulwurm (*Baylisascaris procyonis*) – kein Zoonoserisiko für Brandenburg? Berliner und Münchener Tierärztliche Wochenzeitschrift 128:34–38

Sedlaczek M (2018) Nistkastenbasierte Untersuchung zum Einfluss von Insektizidanwendungen auf Brutvögel in Kiefernforsten. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 65:57–64

Sedlaczek M (2020) Förderung insektenfressender Vögel mit Nisthöhlenkästen. In: Landesbetrieb Forst Brandenburg, Landeskompetenzzentrum Forst Eberswalde (Hrsg.) Waldschutzordner - Anleitung für die Forstpraxis in Brandenburg, 3. Aufl. Prophylaktische Maßnahmen, Ergänzungsblatt Nr. 5

Sedlaczek M, Menge A (2019a) Nistkästen im Kiefernforst – ein gedeckter Tisch für Nesträuber? (Teil 1). Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft Brandenburg, Landesbetrieb Forst Brandenburg, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 67:103, Poster

Sedlaczek M, Menge A (2019b) Nistkästen im Kiefernforst – ein gedeckter Tisch für Nesträuber? (Teil 2). Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft Brandenburg, Landesbetrieb Forst Brandenburg, Eberswalder Forstliche Schriftenreihe 67:105, Poster

Smith RK, Pullin AS, Steward GB, Sutherland WJ (2011) Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? Biol Conserv 144(1):1–10

Smyser TJ, Page LK, Rhodes OE Jr (2010) Optimization of raccoon latrine surveys for quantifying exposure to *Baylisascaris procyonis*. J Wildl Dis 46:929–933

Stahl T (2010) Raum-Zeit-Nutzung (inkl. Nahrungsökologie) einheimischer und gebietsfremder Raubsäuger am Beispiel von Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Europäischem Dachs (*Meles meles*) und Waschbär (*Procyon lotor*) in einem Vogelschutzgebiet in Mecklenburg-Vorpommern. Diplomarbeit Technische Universität Dresden

Stier N, Borchert M, Zschille J, Hans S, Heyer I, Stahl T, Roth M (2009) Untersuchung zu einheimischen Raubsäugern und deren Einfluss auf Wasservögel. Zwischenbericht Technische Universität Dresden, Professur für Forstzoologie

Stope M (2019) Wild raccoons in germany as a reservoir for zoonotic agents. Eur J Wildl Res 65:94. https://doi.org/10.1007/s10344-019-1339-6

Stubbe M (2011) Fotoreport. Beitr Jagd Wildforsch 36:520

Sutherland WJ, Pullin AS, Dolman PM, Knight TM (2004) The need for evidence-based conservation. Trends Ecol Evol 19:305–308

Thompson CM, Gese EM (2007) Food webs and intraguild predation: community interactions of a native mesocarnivore. Ecology 88:334–346

Thompson FR, Burhans DE (2003) Predation of songbird nests differs by predator and between field and forest habitats. J Wildl Manag 67:408–416

Thyen NS, Büttger H, Exo KM (2005) Nistplatzwahl von Rotschenkeln *Tringa totanus* im Wattenmeer: Konsequenzen für Reproduktion, Prädation und Salzrasen Management. Vogelwelt 126:365–369

Thyen S, Becker PH, Exo K-M, Hälterlein B, Hötker H, Südbeck P (1998) Monitoring breeding success of coastal birds. Final report of the pilot study 1996–1997. Wadden Sea Ecosystem 8:7–55

Tolkmitt D, Becker D, Hellmann M, Günther E, Weihe F, Zang H, Nicolai B (2012) Einfluss des Waschbären *Procyon lotor* auf Siedlungsdichte und Bruterfolg von Vogelarten – Fallbeispiele aus dem Harz und seinem nördlichen Vorland. Ornithol Jahresber Mus Heine 30:17–46

Tomaschek K (2008) Current distribution of the raccoon (*Procyon lotor* L., 1758). In: Germany (hunting bag data) and Europe (single record data). Masterarbeit Fachhochschule Eberswalde

Valkama J, Korpimäki E, Arroyo B, Beja P, Bretagnolle V, Bro E, Kenward R, Manosa S, Redpath SM, Thirgood S, Vinuela J (2005) Birds of prey as limiting factors of gamebird populations in Europe: a review. Biol Rev 80:171–203

Vilà M, Başnou C, Gollasch S, Josefsson M, Pergl J, Scalera R (2009) One hundred of the most invasive alien species in Europe. In: Handbook of alien species in Europe. Invading nature, Springer series in invasion ecology, Bd 3. Springer, Dordrecht

Voigt S (2000) Populationsökologische Untersuchung zum Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) in Bad Karlshafen, Nordhessen. Diplomarbeit Georg-August-Universität Göttingen

Vökler F (2014) Zweiter Atlas der Brutvögel des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Mecklenburg-Vorpommern e. V. (Hrsg.), Greifswald

Vos A, Ortmann S, Kretzschmar AS, Köhnemann BA, Michler FU (2012) The raccoon (*Procyon lotor*) as potential rabies reservoir species in Germany: a risk assessment. Berl Munch Tierarztl Wochenschr 125:228–235

Weggler M (2020) Hauskatzen und ihr Einfluss auf Vögel. Wildtier Schweiz, Fauna Focus, S 62

Weißmair W (1996) Amphibien – Gefährdung und Schutz. Biologiezentrum Linz/Austria

Wernicke P (2013) Neue Tier- und Pflanzenarten – Gefahr oder Bereicherung der heimischen Natur. Labus Sonderheft 18:58–64

Williams E (2001) Canine distemper. In: Williams et al (Hrsg) Infectious Diseases of Wild Mammals. Iowa State University Press, Iowa, S 50–59

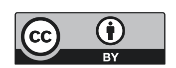
Winter M, Stubbe M, Heidecke D (2005) Zur Ökologie des Waschbären (*Procyon lotor* L., 1758) in Sachsen-Anhalt. Beitr Jagd Wildforsch 30:302–322

Wüstemann O (2002) Amphibienverluste durch Waschbären und Wildschweine im Landkreis Wernigerode/Sachsen-Anhalt. Jahresschrift Feldherpetologie und Ichthyofaunistik Sachsen 7:157–169

Zeveloff SI (2002) Raccoons – a natural history. Smithsonian Institution press, Washington

Zschille J, Heidecke D, Stubbe M (2004) Verbreitung und Ökologie des Minks – *Mustela vison* Schreber, 1777 (Carnivora, Mustelidae) – in Sachsen-Anhalt. Hercynia-Ökologie und Umwelt in Mitteleuropa 37:103–126

Zschille J, Stier N, Roth M, Mayer R (2014) Feeding habits of invasive American mink (*Neovison vison*) in Northern Germany – potential implications for fishery and waterfowl. Acta Theriol 59:25–34



Nachhaltiger Schutz von Igelpopulationen in städtischen und ländlichen Lebensräumen

5

Sustainable protection of hedgehog populations in urban and rural habitats

Anne Berger, Madeleine Geiger und Anouk Lisa Taucher

Inhaltsverzeichnis

A. Berger (✉)
Abteilung Evolutionäre Ökologie, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin, Deutschland
E-Mail: berger@izw-berlin.de

M. Geiger
SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz

Naturmuseum St.Gallen, St.Gallen, Schweiz
E-Mail: madeleine.geiger@swild.ch

A. L. Taucher
SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz

Departement Umweltsystemwissenschaften, ETH Zürich, Zürich, Schweiz

Landschaftsökologie, Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf, Schweiz
E-Mail: anouk.taucher@swild.ch

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_5

5.1 Biologische Grundlagen für ein wirkungsvolles Management

Dieses Kapitel fasst bekannte Aspekte der Biologie des Igels zusammen; ein solches Wissen ist unabdingbar für das Verständnis der Bedürfnisse der Igel und in einem weiteren Schritt für eine sinnvolle Umsetzung von Schutz- und Fördermaßnahmen in deren Lebensräumen.

5.1.1 Systematik und Verbreitung

Igel (Erinaceidae) gehören zur Gruppe der Lipotyphla (auch Eulipotyphla, veraltet auch „Insektenfresser" oder „Insectivora") und somit in die Verwandtschaft der Maulwürfe (Talpidae), Spitzmäuse (Soricidae) und Schlitzrüssler (Solenodontidae) (Asher 2018). In Europa sind vor allem zwei Igelarten heimisch (Wilson und Reeder 2005; Amori 2016; Amori et al. 2016): Zum einen der Braunbrustigel (*Erinaceus europaeus*; auch Westigel oder Westeuropäischer Igel), der in West- und Zentraleuropa bis in den Westen Russlands vorkommt. Zum anderen der Nördliche Weißbrustigel (*E. roumanicus*), der in Osteuropa bis Zentralasien und Westsibirien verbreitet ist. In den Überlappungszonen der beiden Arten (im deutschsprachigen Raum v. a. im Osten Österreichs) kommt es nur selten zu Hybridisierungen (Bolfíková und Hulva 2012). Die Nachkommen solcher Hybridisierungen sind zumindest teilweise fortpflanzungsfähig (Zolotareva et al. 2021). Beide Arten sind sich in Aussehen und Biologie ähnlich (Corbet 1988), wobei der Braunbrustigel weit besser erforscht ist als der Nördliche Weißbrustigel. Deshalb werden wir in diesem Kapitel vor allem Fakten zum Braunbrustigel (ab hier einfach „Igel" genannt) wiedergeben. Die Schutz- und Fördermaßnahmen, die in den weiteren Kapiteln beschrieben sind, gelten für beide Igelarten.

5.1.2 Körperliche Eigenschaften

Die offensichtlichste und auch bekannteste körperliche Eigenart von Igeln ist ihr hochspezialisiertes und effektives Verteidigungssystem, bestehend aus Stacheln (abgewandelte Haare) und einem speziell ausgeprägten Hautmuskelsystem (Reeve 1994; Westheide und Rieger 2010): Bei Gefahr können die Stacheln aufgestellt und die bestachelte Haut über Kopf und Körper gezogen werden. Wenn nötig, kann sich der Igel sogar komplett „einkugeln", was durch einen einem Turnbeutelverschluss ähnlichen, um den Körper führenden Hautmuskel ermöglicht wird.

Das Gewicht der adulten Igel variiert mit der Jahreszeit (Winterschlaf), dem Alter und der geographischen Lage und beträgt 800–1700 g bei einer Körperlänge von 20–30 cm (Holz und Niethammer 1990; Ineichen et al. 2012; Morris 2018; Reeve 1994). Rücken, Flanken und Kopfoberseite sind unbehaart und mit 5000–8700 rund 2 cm langen, hell und dunkel gebänderten Stacheln besetzt, während Gesicht, Bauch und Beine behaart sind. Zwischen den Stacheln haben Igel keine Haare. Auf-

grund dieser fehlenden Isolation ist ein gut mit Pflanzenmaterial ausgebautes Winternest für die Igel überlebenswichtig. Die Fellfärbung variiert von grau bis braun-gelb mit einer helleren Unterseite und einer dunklen Maske über Augen und Nase, wobei auch albinotische und leuzistische Tiere vorkommen können. Männchen und Weibchen sehen sich sehr ähnlich und sind nur anhand der äußeren Genitalien auf der Bauchseite optisch voneinander zu unterscheiden. Der Geruchssinn und das Gehör der Igel sind besonders gut ausgeprägt, während der Sehsinn eine untergeordnete Rolle spielt.

5.1.3 Aktivität und Fortpflanzung

Igel sind dämmerungs- und nachtaktive, nicht-territoriale, jedoch standorttreue Einzelgänger. Die monatlichen Streifgebietsgrößen variieren nach Geschlecht (Weibchen < Männchen), Jahreszeit (größer bei Männchen während der Brunft), Alter (größer bei abwandernden Jungigeln) und Lebensraum (Stadt < Land) und variieren zwischen 5,5–110 Hektar (Zingg 1994). Pro Nacht können Igel mehr als 2,5 Kilometer Wegstrecke zurücklegen (Zingg 1994). Diese Zahlen zeigen auf, dass einzelne Kleingärten den Raumanspruch eines Igels nicht decken können und wie wichtig gut vernetzte Lebensräume für sie sind. Igel orientieren sich vor allem nasal und sind meist in einer kriechend anmutenden Fortbewegungsweise bis schnell laufend unterwegs, wobei sie auch gut schwimmen können (Holz und Niethammer 1990). Der Fall in einen steilwandigen Teich ohne Ausstiegshilfe verläuft für die Tiere trotzdem oft tödlich, weil sie sich mit der Zeit erschöpfen. Den Tag verbringen die Igel in wechselnden Nestern z. B. unter Hecken, Ast- und Holzhaufen, in Hohlräumen unter Gebäuden oder im hohen Gras (Reeve 1994). Igel nutzen im Laufe des Jahres verschiedene Tagesschlafplätze, diese werden unterschiedlich lang und z. T. mit Unterbrechungen wiederholt genutzt. Männchen nutzen eine größere Zahl von Schlafplätzen als Weibchen. In Mitteleuropa sind die Tiere von Mitte März/Anfang April bis Mitte Oktober/Mitte November aktiv. Im Winter erfolgt ein Winterschlaf in selbst gebauten und mit Laub ausgekleideten Nestern, währenddessen die Körperfunktionen (z. B. Herzschlag und Körpertemperatur) stark reduziert werden und die Igel ausschließlich von körpereigenen Fettreserven zehren. In dieser Zeit ist eine Störung besonders gefährlich für die Tiere, weil dies zu einem Verlust an Energie führt, welche die Tiere während des Winterschlafes besonders benötigen.

Die Paarung erfolgt nach Ende des Winterschlafes von ca. April bis Ende August und ist mit einem intensiven und teilweise lautstarken Werbeverhalten verbunden („Paarungskarussell“) (Holz und Niethammer 1990; Reeve 1994). In Mitteleuropa bringen die Weibchen nach rund 35 Tagen Tragezeit 2–10 Junge in selbstgebauten Nestern zur Welt, wobei es in der Regel einen, in Ausnahmefällen zwei Würfe pro Jahr gibt. Die Jungtiere werden blind und nackt geboren, besitzen jedoch bereits die erste Generation von Stacheln, die kurz nach der Geburt unter der abschwellenden Haut zutage treten. Die Igeljungen werden während 4–6 Wochen gesäugt und verlassen das Nest zum ersten Mal nach gut 3 Wochen. Die Jungigel müssen selber

lernen, was essbar ist und was nicht. Nach rund 5–6 Wochen sind die Jungigel selbstständig. Beobachtet man also Jungtiere (die bereits behaart sind) ohne ihre Mutter, ist das also durchaus normal und noch kein Zeichen dafür, dass die Tiere in Not sind. Die Igel sind ab dem 2. Lebensjahr geschlechtsreif.

5.1.4 Lebensraum und Nahrung

Zu den wesentlichsten Faktoren für einen geeigneten Igellebensraum zählen das Vorhandensein sowohl von Nahrung als auch von Verstecken für Tages- und Winterschlafnester, inklusive Laub für deren Auspolsterung (Morris 1973; Reeve und Morris 1985; Holz und Niethammer 1990). Igel kommen vor allem in strukturreichen, mosaikartigen Lebensräumen in Kulturlandschaften und im Siedlungsraum, jedoch nicht oder nur selten in Mooren, Nadelwäldern, Monokulturen jeglicher Art und ab einer Höhe von 1500–2000 m ü. M. vor (z. B. Corbet 1988).

Igel sind Nahrungsopportunisten. Den größten Anteil an der natürlichen Nahrung machen verschiedene Invertebraten aus (Yalden 1976; Dickman 1987; Holz und Niethammer 1990): Käfer(-larven) (Coleoptera), Regenwürmer (Annelida), Raupen (Lepidoptera), Ohrwürmer (Dermaptera), Schnecken (Gastropoda), Fliegen(-larven) (Diptera) und Tausendfüßer (Diplopoda). Wenn sich die Gelegenheit bietet, werden aber auch größere Tiere (z. B. Nestlinge und Aas) und Haustierfutter nicht verschmäht. Pflanzliche Nahrung (z. B. Früchte) nimmt nur einen sehr kleinen Stellenwert ein und kann vom Verdauungssystem des Igels nicht aufgeschlossen werden. Igel profitieren also von einer hohen Biodiversität der Flora und der (Invertebraten-)Fauna in einem Gebiet.

5.1.5 Populationsdynamik

Die hauptsächlichen natürlichen Mortalitätsfaktoren sind Verhungern, Prädation und Krankheiten. Die Sterblichkeit der Igel ist mit 65 % im ersten Lebensjahr besonders hoch; die Lebenserwartung liegt bei durchschnittlich 2 Jahren, wobei 5–7 Überwinterungen selten sind (Morris 2018). Die natürlichen Feinde von ausgewachsenen, gesunden Igeln sind vor allem Dachs (*Meles meles*) und Uhu (*Bubo bubo*), während jungen und geschwächten Igeln auch andere Beutegreifer wie Füchse, Rabenvögel und Hunde gefährlich werden können (Holz und Niethammer 1990; Reeve 1994). Zusätzlich zu den natürlichen Gefahren gibt es eine Vielzahl an tödlichen Gefahren für Igel, die durch menschliche Aktivitäten verursacht sind. Dazu zählen vor allem der Autoverkehr (z. B. Reeve 1994; Huijser und Bergers 2000; Rautio et al. 2016), der Einsatz von Motorsensen/Fadenmähern bzw. Mährobotern (Rasmussen et al. 2021), steilwandige Schächte und Gartenteiche (Fallen/Ertrinken), liegengelassener Abfall und Netze (Verfangen) (e.g. Reeve 1994; Bexton und Couper 2019; Lukešová et al. 2021) und ausgelegte Giftköder. Globale Veränderungen im Anthropozän (z. B. industrialisierte Landwirtschaft, Insektensterben,

Urbanisierung) haben wahrscheinlich einen noch wesentlich stärkeren Einfluss auf die Igelpopulationen. Die relative Bedeutung der natürlichen und anthropogenen Mortalitätsfaktoren ist jedoch methodisch schwierig zu erfassen und heute noch mehrheitlich unbekannt.

5.1.6 Schutzstatus

Obwohl der Igel (*E. europaeus*) laut der internationalen Roten Liste als nicht gefährdet eingestuft wird (‚Least Concern', Amori 2016), gilt die Art lokal als potenziell gefährdet (‚Near Threatened'). Das bedeutet, dass negative Bestandsentwicklungen festgestellt wurden und die Gefahr des Aussterbens in Teilen ihres Verbreitungsgebietes besteht. So steht der Igel in Österreich, der Schweiz und der Bundesrepublik Deutschland bereits auf der Vorwarnliste der Roten Liste (Spitzenberger 2005; Meinig et al. 2020; Graf und Fischer 2021); in Großbritannien ist er sogar als gefährdet (‚Vulnerable') eingestuft (Mathews und Harrower 2020).

Die Ursachen dieses europaweit festgestellten Populationsrückganges sind bisher nicht geklärt. Gründe dafür könnten multifaktoriell oder je nach Lebensraum unterschiedlich sein. Folgende Faktoren werden als mögliche Ursachen für den Rückgang diskutiert: die allgemein zunehmende Lebensraumzerstörung und Verschlechterung der Lebensraumqualität, die einhergehende Isolierung von Populationen, der Verlust der Nahrungsgrundlage durch den Rückgang der Insekten, eine zunehmende Prädation und Konkurrenz durch Dachse, eine Zunahme des Verkehrs, Toxizität von Wirkstoffen in der Landschaft sowie klimatische Veränderungen. Dieser Mangel an Evidenz zeigt einen dringenden Forschungsbedarf auf. Um den Rückgang der Igelbestände zu stoppen, sind Schutzmaßnahmen in Zukunft unerlässlich.

5.2 Igelschutz im ruralen Lebensraum

Igel werden traditionell als eine in ländlichen Gebieten lebende Art betrachtet, neuere Studien haben jedoch gezeigt, dass Igel eher in Städten zu finden sind und in städtischen Gebieten eine höhere Dichte aufweisen als in Agrarlandschaften oder in Dörfern, die von einer landwirtschaftlichen Matrix umgeben sind (Hubert et al. 2011; van de Poel et al. 2015; Pettett et al. 2017a; Williams et al. 2018). In der Tat sind Igel in diesen ländlichen Gebieten nicht mehr allgegenwärtig und weisen dort eine sehr viel lückenhaftere diskontinuierliche Verteilung auf. Bisher hat keine Studie direkt untersucht, ob Veränderungen im landwirtschaftlichen Management zu Änderungen in der Dichte und Verteilung von Igelbeständen führen, nichtsdestotrotz könnten generelle Naturschutzmaßnahmen im ländlichen Bereich sicher auch speziell dem Igel von Vorteil sein. Im Folgenden wird dargestellt, welche Maßnahmen in ländlichen Gebieten bzw. Agrarlandschaften für den Schutz von Igeln aufgrund von Forschungsergebnissen vorgeschlagen werden.

5.2.1 Verbesserung des natürlichen Nahrungsangebotes

Igel benötigen eine proteinreiche und abwechslungsreiche Nahrung, die in erster Linie aus verschiedenen Arthropoden besteht, aber auch Vogeleier, Aas und gelegentlich Früchte umfasst (Hubert et al. 2011; Pettett 2016). Was ein Igel in einer bestimmten Nacht frisst, hängt vom örtlichen Nahrungsangebot ab, das wiederum von einer Reihe von Faktoren wie dem örtlichen Lebensraum, dem Wetter oder der Jahreszeit bestimmt wird (Wroot 1984; Dickman 1987; Morris 2018).

Die Verfügbarkeit von Nahrung wird als positiver Einfluss auf die Verbreitung von Igeln genannt (Cassini und Krebs 1994) und hat nachweislich einen Einfluss auf deren Habitatwahl (Hof und Bright 2010a, b; Hof et al. 2012; Haigh et al. 2013). Experimentell wurde nachgewiesen, dass Igel nahrungsreiche Plätze gezielt aufsuchen, weshalb Orte mit hoher Nahrungsverfügbarkeit auch zur Erklärung von Igelbestandsdichteschwankungen herangezogen wurden (Cassini und Krebs 1994; Hubert et al. 2011; Pettett 2016). So wurde zum Beispiel die Zusatzfütterung in Dörfern als Ursache für die dort beobachteten höheren Igeldichten im Vergleich zur umgebenden Agrarlandschaft herangezogen (Hubert et al. 2011). Ein größeres Angebot an natürlicher Beute in den Dörfern kann aber auch durch den geringeren Pestizideinsatz im Vergleich zu landwirtschaftlichen Flächen verursacht sein (Hubert et al. 2011). Generell wird die geringe und breit gestreute Nahrungsverfügbarkeit in den Agrarlandschaften auch als Ursache für größere Igelstreifgebiete gesehen: Der Aktionsraum muss größer sein, um den täglichen Energiebedarf decken zu können (Pettett et al. 2017b).

Auch die intra- und interspezifische Konkurrenz um Nahrungsressourcen kann sich auf Igel auswirken (Morris 2018), wobei unbekannt ist, inwieweit dieses Wetteifern die Populationsgröße der Igel beeinflusst (Trewby et al. 2014). Es hat sich jedoch gezeigt, dass Igel in Gebieten, in denen Nahrungsressourcen reichlich vorhanden sind, auch mit starken Nahrungskonkurrenten wie Dachsen (*Meles meles*) und Füchsen (*Vulpes vulpes*) koexistieren können. Reichhaltige Nahrungsressourcen ermöglichen daher wahrscheinlich die Koexistenz vieler verschiedener Säugetiere und können eine größere Nischendifferenzierung ermöglichen.

Da die Nahrungsverfügbarkeit die Igeldichte und -verteilung in ländlichen Lebensräumen begrenzt (Hof 2009; Pettett 2016), sollten Managementmaßnahmen darauf abzielen, das Beutetierangebot für den Igel quantitativ und qualitativ zu erhöhen. Dazu gehören Maßnahmen wie der Verzicht auf Insektizide und die Anlage und Pflege von Ackerrandstreifen, von Hecken, Käferbänken und Totholzplätzen (Dickman 1987; Yarnell und Pettett 2020). Zudem erhöht der abwechselnde Betrieb mit Weideflächen, Ackerbau und stillgelegten Feldern die Heterogenität in der Landschaft und schafft damit einen besseren Lebensraum für eine größere Vielfalt von Arten. Es ist wahrscheinlicher, dass solche diversen Landschaften eine lebensfähige Igelpopulation beherbergen als einseitig genutzte Ackerbaubetriebe (Macdonald et al. 2007).

Dort, wo Igel in ländlichen Gegenden vorkommen, bevorzugen sie eindeutig die Lebensräume Weide und Feld, wohingegen sie Acker- und Waldlebensräume mei-

den (Doncaster 1992; Williams et al. 2018). Gelegentlich suchen Igel nach der Ernte aber auch aktiv Ackerflächen zur Nahrungssuche auf (Haigh et al. 2013), was durch ausgedehnte und schutzspendende Umgrenzungen mit Hecken und Wildwiesen gefördert werden kann (Doncaster 1994; Hof und Bright 2010a; Hof et al. 2012).

Die (Wieder-)Anlage von Hecken und Feldrändern werden insbesondere in intensiv bewirtschafteten Ackerlandschaften empfohlen, in denen Nahrungsangebot und Nestplätze für Igel spärlich sind (Hof und Bright 2010b). Besonders effektiv ist das Vorhandensein eines Heckenstreifens bzw. einer Heckenbucht, die zusätzliche Deckung, Nestmaterial und wirbellose Beutetiere bieten. Wo möglich, sollten mindestens 2 m breite, grasbewachsene bzw. gebüschartige Ränder um landwirtschaftliche Felder angelegt werden (Moorhouse et al. 2014). Auch unbewirtschaftete Grasflächen in Weidegebieten sollten gefördert werden, um Nest- und Ruheplätze für den Sommer zu schaffen (Moorhouse et al. 2014). Das Anlegen bzw. Erhalten von 4–6 m Feldrändern und die Einbeziehung von Heckenbuchten in ackerbaulich geprägte Landschaften wird auch durch Agrarumweltprogramme empfohlen und unterstützt, um Rückzugs- und Nahrungshabitate für verschiedene Wildtiere zu schaffen (Hof et al. 2012).

Traditionelle Anbaumethoden mit einem Mosaik aus Weide- und Ackerflächen, gut vernetzten Hecken, Büschen, Überwinterungsbrachflächen und Futterpflanzen werden empfohlen (Hof et al. 2012). Je größer die Vielfalt der Landtypen ist, desto größer ist auch das Angebot an Lebensraumtypen, die das ganze Jahr über wirbellose Beutetiere aufnehmen können (Dickman 1987). In wirtschaftlich stark genutzten Agrarlandschaften sollten z. B. in für den Menschen wirtschaftlich weniger wichtigen Gebieten Maßnahmen für den Igelschutz getroffen werden. So könnte beispielsweise der Lebensraum für Igel rund um landwirtschaftliche Gebäude verbessert werden bzw. sollten Gärten, Grünland und kleine Weideflächen aufgewertet werden, um lokale Populationen zu unterstützen.

Mithilfe des ökologischen Landbaus lässt sich die Verfügbarkeit von Beutetieren für den Igel erhöhen (Hole et al. 2005). Diese Zunahme der Abundanz und des Artenreichtums ist hier in erster Linie auf die Verringerung des Einsatzes von Pestiziden, die schonende Bewirtschaftung bzw. zeitweise Nicht-Bewirtschaftung von Flächen und die Nutzung von Mischkulturen zurückzuführen. Die erhöhte Verfügbarkeit von Beutetieren ist für den Igel wahrscheinlich vorteilhaft und die sie verursachenden Maßnahmen könnten daher auch vorteilhaft sein, wenn sie auf einzelne Gebiete in nicht-ökologischen Betrieben übertragen werden (Macdonald et al. 2007).

Eine reduzierte Bodenbearbeitung erhöht die Abundanz von Regenwürmern (Peigné et al. 2009; Briones und Schmidt 2017) und kann die Nutzung von Ackerflächen durch Igel erhöhen (Haigh et al. 2013). Es besteht ein direkter negativer Zusammenhang zwischen dem Regenwurmvorkommen und der Tiefe der Bodenbearbeitung, wobei Direktsaat und konservierende Landwirtschaft die höchste Regenwurmdichte aufweisen. Es ist jedoch anerkannt, dass es nach Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Direktsaat oder konservierende Landwirtschaft bis zu 10 Jahre dauern wird, bis sich Verbesserungen in der Bodenstruktur und -gesundheit sowie der Biomasse der Regenwürmer einstellen (Briones und Schmidt 2017).

Es ist anzunehmen, dass Käferbänke (mindestens 2 m breite und 40 cm hohe Erdwälle mit ganzjährigem insektenfreundlichen Bewuchs), die große Ackerflächen durchqueren, das Nahrungsangebot für Igel verbessern und als Wanderkorridore dienen können. Der Vorteil für den Landbesitzer bei der Anlage und Pflege von Käferbänken ist, dass die durch die Käferbänke in das Ackerland einwandernden räuberischen Spinnen und Käfer sich von Arten (z. B. Blattläusen) ernähren, die wiederum die Nutzpflanzen schädigen (Collins et al. 2002). Durch Käferbänke werden also die Schäden an den Feldfrüchten und der Bedarf an Insektiziden verringert, was dem Landwirt zusätzliche wirtschaftliche Vorteile bringt (Wratten 1988), und sie bieten einen guten Lebensraum für Käfer, Spinnen und Raupen (Meek et al. 2002), die eine wichtige Nahrungsquelle für die Igel darstellen.

5.2.2 Verbesserung von Schutzstrukturen

Einer der wichtigsten Orte für Igel ist deren Nest : Tagsüber ruhen Igel in einem Tagesschlafnest, das Sicherheit und Schutz bietet und von Zeit zu Zeit gewechselt wird. Noch wichtiger ist das Winterschlafnest, in dem sie mehrere Monate und größtenteils bewegungsunfähig verbringen (Yarnell et al. 2019; Bearman-Brown et al. 2020a) und das Nest für die Geburt der Jungen (Morris 2018). Nester variieren in Bezug auf Baumaterialien und Standort, bestehen aber typischerweise aus breiten Blättern und/oder Gras, die in eine feste Stützstruktur aus Brombeersträuchern, Gehölz oder auch in kleine Hohlräume (in Bäumen oder in der Erde) eingebaut werden (Morris 2018). Viele Nester befinden sich dabei in dorniger oder stechender Vegetation, unter Brombeeren, Stechpalmen, Weißdorn oder Brennnesseln (Morris 1973; Reeve und Morris 1985; Bearman-Brown et al. 2020a). Im Sommer verzichten Igel manchmal auch auf den Bau von Nestern und schlafen einfach in der dichten Vegetation (Morris 2018). Wesentlich größer und fester gebaut sind die Nester für den Winterschlaf, der in der Regel von Mitte November bis Mitte März dauert, aber aufgrund der lokalen Wetterbedingungen in der Dauer stark variiert (Haigh et al. 2012b). Die meisten Igel werden im Winter nur für kurze Zeit aktiv, in der Regel als Reaktion auf wärmere Temperaturen, und im Durchschnitt nutzen Igel ein bis fünf verschiedene Nester pro Winter, die sie alle zumeist vor Beginn des Winterschlafes schon gebaut haben (Yarnell et al. 2019; Bearman-Brown et al. 2020a).

Da Nester überlebensnotwendig für Igel sind, muss der Schutz von Igeln in einer Verbesserung von Nistmöglichkeiten bestehen. Ungepflegte Flächen, die Deckung und Laubstreu bieten, werden von Igeln bevorzugt zum Nestbau genutzt (Reeve und Morris 1985). Dabei ist Laubstreu ein wichtiges Nestbaumaterial und sollte entweder liegen gelassen oder in der Nähe potenzieller Igelnestplätze wie Baumreihen, Gehölzen oder Hecken zu Haufen gesammelt werden (Morris 1973). Geschützte Bereiche mit größeren, langlebigen Brombeerhecken sollten angelegt und/oder erhalten werden, da diese wichtige, sichere Überwinterungsplätze bieten, was die Störung und damit das Risiko der Sterblichkeit von Igeln im Winter verringern (Morris

1973). Bei der Bewirtschaftung von Gebüschen und Gehölzen im Winter sollte man auf überwinternde Igel Rücksicht nehmen, sie vorab suchen und gegebenenfalls schützen oder – wenn nötig – umsetzen und bei diesen Maßnahmen die vorhandenen Buschflächen und Laubstreuhaufen möglichst intakt halten (Morris 1973; Reeve und Morris 1985).

In Gebieten, in denen Dachse und Igel koexistieren, kann man vermuten, dass Lebensraummerkmale wie dichte Vegetation, intakte Hecken und Gebüsche dazu beitragen, geeignete Rückzugsgebiete zu schaffen, die es dem Dachs erschweren, Igel zu jagen (Hof et al. 2012). Igel halten sich in Gebieten, die von Dachsen frequentiert werden, mehr in der Nähe von Schutzstrukturen auf als in Gebieten ohne Dachse (Hof et al. 2012). Unter diesen Umständen könnte jede Vergrößerung von Schutzstrukturen (wie z. B. kleinere Felder, mehr Hecken und ausgedehnte Feldränder) das Fortbestehen von Igeln in Gebieten mit Dachsvorkommen erleichtern.

Für die Anlage eines Nestes braucht der Igel eine stützende Struktur, wofür er Hecken nutzen kann. Größere Hecken bieten mehr Unterschlupf- und Futtermöglichkeiten für Igel als kleine Hecken, allerdings findet sich in großen dichten Hecken aufgrund des geringeren Lichteinfalls weniger Nestmaterial (Laub), welches der Igel dann im Umfeld sammelt und in die Hecke einträgt. Hecken, die mehr als 3 m hoch sind und im Winter in einem 3-jährigen Turnus geschnitten werden, sorgen für robuste und gesunde Hecken, die einen hohen Blüten- und Fruchtertrag haben (Staley et al. 2012), was wiederum der biologischen Vielfalt wirbelloser Tiere (Maudsley 2000) und deren Fressfeinden zugutekommt. Ein Rotationsschnitt stellt außerdem sicher, dass zwei Drittel der Hecken in jedem Jahr ungeschnitten bleiben, wodurch die Mulch an der Basis der Hecke das für den Nestbau erforderliche vegetative Wachstum im Unterholz behindern kann. Idealerweise sollte die Basis der Hecke mehr als 2 m breit sein und mit einer dichten, lückenlosen Vegetation an der Basis ausgestattet sein. Beim Schneiden von Hecken muss darauf geachtet werden, dass die Vegetation an der Basis der Hecke nicht abgeschnitten wird, um nistende und überwinternde Igel zu schützen.

Eine Erhöhung der Dichte, Breite, Höhe und Länge von Hecken auf landwirtschaftlichen Flächen kommt vielen Arten, darunter auch Igeln, zugute, wobei möglichst artenreiche Hecken mit Baumbeständen die Abundanz und Vielfalt der Wirbellosen und damit das Nahrungsangebot für Igel besonders erhöhen (Amy et al. 2015). Der Erhalt und die Wiederherstellung von gut vernetzten Hecken mit Brombeer- und Rosenunterwuchs und guter Bodenbedeckung innerhalb von Ackerlebensräumen wird empfohlen, um die Eignung von Feldern für Igel sowohl in den Sommernächten als auch während des Winterschlafs zu verbessern (Haigh et al. 2012b; Morris 2018). Ältere Bäume bieten zusätzliches Nistmaterial und sind auch für wirbellose Beutetiere von Vorteil (Merckx et al. 2012). In Kombination mit geeigneten Feldrändern erleichtert die Heckenmatrix Bewegungen zwischen Habitaten und so die Ausbreitung von Igelpopulationen (Moorhouse et al. 2014), wodurch die Fragmentierung der Lebensräume verringert und die Lebensfähigkeit der Populationen erhöht wird.

5.2.3 Vernetzung von Lebensräumen

Die Fragmentierung von Lebensräumen ist eine der Hauptursachen für den weltweiten Verlust der biologischen Vielfalt. Fragmentierte Lebensräume führen zu kleinen Populationen, die mit höherer Wahrscheinlichkeit aussterben werden (Forman und Alexander 1998). Jüngste Studien über Igel zeigen, dass ihre Populationen in der ländlichen Agrarlandschaft in Großbritannien stark fragmentiert sind (Williams et al. 2018). Außerdem sind die lokalen Populationen auf dem Lande genetisch differenziert (Becher und Griffiths 1998), was darauf hindeutet, dass Igel entweder schlechte Ausbreitungsmöglichkeiten haben oder dass Ausbreitungshindernisse die Populationen fragmentieren (Barthel et al. 2020). Daher kann die Identifizierung und Schaffung geeigneter Verbindungshabitate wie Hecken oder Feldränder die Wahrscheinlichkeit eines lokalen Aussterbens verringern (Moorhouse et al. 2014).

Einige der Erkenntnisse über Igelbewegungen stammen aus Studien, in denen rehabilitierte Igel in der ländlichen Umgebung ausgewildert wurden. Diese Studien haben gezeigt, dass Igel sich schnell durch Agrarlandschaften bewegen (Doncaster 1992, 1994; Doncaster et al. 2001). Igel, die in eine neue Umgebung entlassen werden, zeigen sehr unterschiedliche Erkundungsbewegungen, wobei sie eine deutliche Vorliebe für Siedlungsgebiete zeigen, während sie landwirtschaftlich geprägte Gebiete meiden (Doncaster et al. 2001; Pettett et al. 2017a).

Ob Igel bestimmten Mustern folgen, ist ungewiss, und weitere Untersuchungen darüber, wie und über welche Entfernungen sich Igel ausbreiten, sind notwendig, um über die Funktionalität von Lebensraumkorridoren zu informieren. Auf der Grundlage der verfügbaren Daten ist es jedoch plausibel, dass die Igelbewegungen durch die Landschaft wahrscheinlich durch eine größere Komplexität der Lebensräume erleichtert wird, wobei die Zahl der linearen Merkmale wie Hecken, Ackerränder, Feldwege und Fahrspuren die Bewegung erleichtern und die Vernetzung der Populationen verbessern (Moorhouse et al. 2014). Daher sind Landschaften mit einer hohen Dichte an linearen Merkmalen und kleinen Landparzellen vorteilhaft für die Wanderung. Bei großen Feldern sollten Feldränder, robuste Hecken und Merkmale wie Käferbänke hinzugefügt werden, um die Durchlässigkeit dieser Lebensräume zu erhöhen und gleichzeitig zusätzliche Nahrungsressourcen bereitzustellen (Moorhouse et al. 2014; Pettett et al. 2017a).

Igel sind in der Lage, sich über weite Entfernungen zu verbreiten (> 4 km), sodass Populationen innerhalb dieses Bereichs wahrscheinlich nicht isoliert sind (Doncaster et al. 2001). Lineare Strukturen und Habitatränder, insbesondere Straßenränder und Hecken, werden von Igeln als Ausbreitungskorridore genutzt, sodass bei deren Bewirtschaftung auf die potenzielle Anwesenheit von Igeln geachtet werden sollte (Hof et al. 2012).

Hecken werden oft eingezäunt, um Schäden an ihnen durch Weidetiere zu verhindern. Kosten für solche Zäune zum Zwecke des Natur- bzw. Artenschutzes werden den Landwirten teilweise erstattet. Die Zaunmaschengröße sollte dabei 10–20 cm betragen, um den Igeln den Durchgang und Zugang zur Hecke zu ermöglichen und nicht als eine weitere Barriere zu fungieren.

In vielen Fällen können das Nahrungsangebot, Schutzstrukturen und die Vernetzung des Lebensraumes gleichzeitig durch dieselben Managementmaßnahmen verbessert werden. Zum Beispiel sollte die Erhöhung der Heckendichte bzw. -fläche den Igeln gleichzeitig Nestplätze und Schutz bzw. Zuflucht vor Raubtieren bieten und zudem die Biomasse und womöglich Vielfalt an wirbellosen Beutetieren erhöhen und Korridore für die Ausbreitung zwischen benachbarten Populationen bieten (Hof et al. 2012). Zudem kommen viele der Optionen, die in den derzeitigen Agrarumweltprogrammen zur Verbesserung der Lebensräume für Vögel und wirbellose Tiere in der Landwirtschaft beworben und gefördert werden, zugleich auch Igeln zugute. Angesichts der großen Betriebsflächen bei Landwirtschaftsbetrieben sollte ein großes Potenzial für die Förderung der Igel bei einem ökologischen Umbau der Bewirtschaftungsweise bestehen.

5.3 Igelschutz im Siedlungsraum

Igel können regelmäßig in städtischen Gebieten angetroffen werden, sie erreichen hier sogar höhere Dichten als in ländlichen Gebieten (Hubert et al. 2011; van de Poel et al. 2015; Pettett et al. 2017a; Williams et al. 2018). Folgende Faktoren führen dazu, dass Igel in Städten günstige Lebensbedingungen finden: gute Lebensraumqualität (Zingg 1994), hohes anthropogenes Nahrungsangebot (Hubert et al. 2011), höhere Diversität und Verfügbarkeit der Vegetationsstrukturen zum Bau von Tagesnestern (Baker und Harris 2007), günstige klimatische Bedingungen (Pickett et al. 2001) sowie ein geringeres Prädationsrisiko durch Dachse (Møller 2012; Pettett et al. 2017a). Obwohl Städte als potenzieller Zufluchtsort für Igel nach deren Rückgang in ländlichen Gebieten galten, sind Igelzahlen auch in städtischen Gebieten rückläufig (Taucher et al. 2020). Schutzmaßnahmen sind daher wichtig, um ihr weiteres Überleben zu sichern. Unsere Empfehlungen zur Förderung von Igeln im städtischen Raum haben wir wieder in drei Abschnitte unterteilt: Nahrungsangebot, Schutzstrukturen und Vernetzung.

5.3.1 Verbesserung des natürlichen Nahrungsangebotes

Studien haben gezeigt, dass zwar die Regenwurm-Biomasse und die Verfügbarkeit von menschlichen Futterquellen in städtischen Gebieten höher ist als auf dem Land, doch die Arthropoden-Biomasse geringer ist (Hubert et al. 2011). Es ist anzunehmen, dass Igel als Insektenfresser vom aktuellen, globalen Insektenrückgang betroffen sind (Hallmann et al. 2017). Die Verfügbarkeit von natürlichen Nahrungsquellen scheint für Igel in allen Lebensräumen ein limitierender Faktor zu sein. In einer Studie aus Finnland von der nördlichen Verbreitungsgrenze war das Verhungern der Grund für mehr als die Hälfte (56 %) der natürlichen Todesfälle bei Igeln (Rautio et al. 2016). Auf öffentlichen und privaten Flächen können Igel indirekt durch die Förderung von Arthropoden – ihre Nahrungsgrundlage – gefördert werden. Dazu wird am besten eine Vielfalt an einheimischen Sträuchern, Kräutern und Bäumen

gepflanzt, sodass nicht nur eine große Vielfalt an Arten, sondern auch an Vegetationsstrukturen, die wiederum verschiedenen Arten Verstecke und Nahrung bieten, entsteht. Einheimische Arten haben hier einen besonderen Wert, da die lokale Tier- und Pflanzenwelt über Jahrtausende der gemeinsamen Evolution aufeinander abgestimmt sind und dadurch einige Insektenarten existenziell mit bestimmten (einheimischen) Nahrungspflanzen verknüpft sind. Auch Elemente wie Asthaufen, Komposthaufen oder sogenannte „wilde Ecken" fördern die Nahrungsgrundlage der Igel. Auf den Einsatz von Pestiziden und anderen Giften sollte verzichtet werden. Es gibt Hinweise darauf, dass sich Rattengifte und Chlorkohlenwasserstoffe in Igeln anreichern können (D'Havé et al. 2006; Dowding et al. 2010a). Die Auswirkungen solcher Gifte auf Igel sind unbekannt, doch als Insektenfresser leidet der Igel wahrscheinlich unter dem Einsatz von Pestiziden durch eine Reduktion der Nahrungsverfügbarkeit.

Nebst dem Verlust von natürlichen Nahrungsquellen stehen in Städten auch die Räume, welche Igel für die Nahrungssuche nutzen, also offene Grünflächen mit Versteckmöglichkeiten, zunehmend unter dem Verdichtungsdruck der Städte. Es ist daher wichtig, bestehende Grünflächen soweit wie möglich zu erhalten und versiegelte Flächen zu entsiegeln, um dadurch die Arthropodenvielfalt und -biomasse zu fördern. Eine übermäßige Pflege der Grünräume (z. B. sehr häufiges Mähen oder Laub unter Hecken entfernen) sollte aus demselben Grund vermieden werden.

Die Fütterung von Igeln scheint in Siedlungsgebieten weit verbreitet zu sein. In einer Studie aus Finnland wurden die Mageninhalte von toten Igeln untersucht (Rautio et al. 2016). 92 % der untersuchten Tiere wiesen Rückstände von anthropogener Nahrung im Magen auf, vor allem Fisch und Milch. Gleichzeitig konnte in 57 % der untersuchten Igel eine *Salmonella enteritidis*-Infektion festgestellt werden. In einer Untersuchung aus Kopenhagen starben 2 von 9 Tieren an einer *Salmonella*-Infektion (Rasmussen et al. 2019). Mit zunehmender Dichte der Igel nehmen auch die Prävalenz und die Intensität von Parasiten und Krankheiten zu, dies konnte auch in städtischen Igeln gezeigt werden (Egli 2004). Futterstellen sind oft Orte, an denen mehrere Tiere zusammenkommen und somit häufig Parasiten und Krankheiten untereinander übertragen werden können. Neben der möglichen Übertragung von Parasiten an Futterstellen ist ein weiteres Problem der künstlichen Zufütterung, dass Igel kaum entsprechend ihrer natürlichen Ansprüche (proteinreiche und kohlenhydratarme Nahrung) gefüttert werden können. Die Auswirkungen einer solchen Fehlernährung auf die Konstitution, das Verhalten und die langfristigen Überlebenschancen der Igel muss noch im Detail untersucht werden. Klar ist aber, dass gewisse Nahrungsmittel, die Igel nicht verdauen können, wie zum Beispiel Milchprodukte, Durchfall verursachen. Eine Studie zeigte, dass eine Futterstelle im Garten die Aktivität der Igel im Winter erhöht, einer Zeit, in der sich Igel normalerweise im Winterschlaf befinden und zwischenzeitliche Aufwach- und Aktivitätsphasen besonders gefährlich sind, da sie lebensnotwendige Fettreserven beanspruchen, die im Winter selbst nicht aufgefüllt werden können (Gazzard und Baker 2020). Zusätzlich änderte sich das Raumnutzungsverhalten der Igel in Gebieten mit Futterstellen, und die Igel verbrachten mehr Zeit in der Nähe von Futterstellen anstatt mit der Suche nach natürlicher Nahrung (Gazzard und Baker 2020). Aufgrund der bisher genannten Gründe raten wir dringend von einer Fütterung von

Igeln ab und appellieren stattdessen an ein Habitatmanagement zur Verbesserung des natürlichen Nahrungsangebotes für Igel.

5.3.2 Verbesserung von Schutzstrukturen

Nester sind wichtige Strukturen für Igel. Sie bieten Schutz während des Winterschlafs, werden für die Aufzucht der Jungen genutzt und bieten tagsüber Versteckmöglichkeiten. Zwei wichtige Faktoren beim Nestbau sind stützende Elemente und Laubblätter zum Füllen des Nests (Morris 1973). Somit sind die Verfügbarkeit eines passenden Ortes und Füllmaterial für den Nestbau ausschlaggebend. Laubblätter sind in städtischen Gebieten weit verbreitet, hier sollte ein Fokus darauf gelegt werden, diese nicht gleich nach Laubfall zu entfernen, sondern liegenzulassen oder an einem ungestörten Ort zu deponieren, sodass sie von den Igeln für den Nestbau genutzt werden können. Gleichzeitig dienen diese Blätter vielen Insekten als Versteck und Nahrungsgrundlage, wodurch Igel auch indirekt gefördert werden. Wir plädieren für etwas mehr Wildnis in der Stadt, wo dies sicherheitstechnisch möglich ist. Dies muss nicht ein großes Areal sein, es reicht beispielsweise, eine Ecke in jedem Garten oder Park etwas sich selbst zu überlassen. Öffentliche Grünflächen können mit einem guten Beispiel vorangehen. Der zweite wichtige Punkt für den Nestbau sind stützende Elemente in Bodennähe. Diese Funktion können Brombeerbüsche, dichte, niedrige Hecken oder aber ein Hohlraum unter einem Gartenhaus übernehmen, die auch im Winter Schutz bieten. Sie dienen als Orte für den Nestbau (Morris 2018) oder als Versteck, wenn Gefahr durch Fressfeinde droht (Pettett et al. 2017b). In Städten ist auffällig, wie besonders bei Neubauten oft die Strauchschicht komplett fehlt. Es werden Bäume und Rasen oder Wiesen gepflanzt, häufig fehlt aber die wichtige Schicht dazwischen. Durch die Pflanzung von einheimischen (siehe oben), dichten Sträuchern können Igel im Siedlungsraum gefördert werden. Diese Strukturen bieten Igeln auch Schutz vor Fressfeinden, beispielsweise Dachsen, und können den beiden Arten ein Zusammenleben ermöglichen. Igel meiden Gebiete mit hoher Dachspräsenz, und die Siedlungsgebiete zeichnen sich dadurch aus, dass sie generell weiter von Dachsbauten entfernt liegen (Hubert et al. 2011). Große Hintergärten, wie sie in England typisch sind und dort bevorzugte Lebensräume der urbanen Dachse sind, wurden von weiblichen Igeln gemieden (Dowding et al. 2010b). Untersuchungen aus der Schweiz haben gezeigt, dass Dachse selbst in städtischen Gebieten auf dem Vormarsch sind (Geiger et al. 2018). Wie sich die zunehmenden Dachszahlen auf die städtischen Igel auswirken, bedarf weiterer Forschung. Da der Dachs nicht nur ein Fressfeind, sondern auch ein Nahrungskonkurrent des Igels ist, ist anzunehmen, dass durch eine Förderung der Nahrungsgrundlage die Konkurrenz zwischen den zwei Arten reduziert werden kann.

Weitere durch Menschen verursachte Sterblichkeitsfaktoren für Igel in der Stadt sind der Straßenverkehr und Unfälle bei Gartenarbeiten. In einer Untersuchung aus Finnland machte der Straßenverkehr 97 % der vom Menschen verursachten Sterblichkeit von Igeln aus (Rautio et al. 2016). Untersuchungen des Verhaltens von besenderten Igeln bei Straßenüberquerungen zeigten, dass Igel diese Barrieren be-

wusst in ihr Raumsystem integriert haben und im Sinne einer aktiven Risikovermeidung agieren (Bontadina 1991). Autofahrer sollten besonders im Juli und August nachts vorsichtig fahren, um das Überfahren von Igeln zu vermeiden, da zu dieser Zeit die Sterblichkeit durch den Straßenverkehr einen Höhepunkt erreicht (Holsbeek et al. 1999; Haigh et al. 2013; Rautio et al. 2016). Zu dieser Zeit dispersieren die Jungtiere, und die Weibchen erhöhen ihre Aktivität nach der Aufzucht der Jungtiere. Geschwindigkeitsreduktionen können in durchgrünten Quartieren oder an kritischen Querungsstellen sinnvoll sein, da dadurch die Bremsbereitschaft der fahrenden Person erhöht wird. Weiterhin können Igel durch die Anlage von Dunkelkorridoren mithilfe von Vegetation und reduzierter Beleuchtung durch Straßenlaternen entlang der Straße um besonders gefährliche Straßenabschnitte herumgeführt werden (Berger et al. 2020a). Wildtierbrücken oder Unterführungen sind eine weitere Möglichkeit, um Igel von gefährlichen Straßenquerungen abzuhalten (van Vuurde und van der Grift 2005; Ascensão und Mira 2007; Baker et al. 2007; Eldridge und Wynn 2011). Eine Studie zu den Todesursachen von städtischen Igeln in Dänemark hielt fest, dass von neun Igeln einer in einem künstlichen Flusslauf ohne Ausstiegshilfe ertrank und ein weiterer Igel samt Nest bei Gartenarbeiten geschreddert wurde (Rasmussen et al. 2019). Wenn bei Gartenarbeiten, besonders beim Umschichten eines Asthaufens, bei der Verwendung von Fadenmähern oder beim Entfernen von Sträuchern, vorsichtig vorgegangen wird, können solche Unfälle vermieden werden. Es ist darauf zu achten, mit Mähgeräten niemals unter Sträuchern und Hecken zu mähen, Asthaufen vorsichtig und ohne spitze Gegenstände (z. B. Heugabeln) auseinanderzunehmen und Netze oder lose Zäune nicht im Garten herumliegen zu lassen, da sich Igel darin verheddern können. Wasserstellen, beispielsweise Gartenteiche, werden von Igeln gerne besucht, um dort zu trinken (Hof und Bright 2009), können aber schnell zur Todesfalle werden, wenn Igel reinfallen und bei steilwandigen Ufern nicht mehr herausklettern können. Daher ist es wichtig, solche Orte, wie beispielsweise auch Lichtschächte, mit einer Ausstiegshilfe zu versehen (Schneider und Waffel 1978).

Weiterer Erforschung bedarf der Effekt des Klimawandels und des städtischen Wärmeinsel-Effekts auf die Nahrungsverfügbarkeit, die Gesundheit, das Verhalten und die Fitness der Igel, so wie sie bei anderen Tierarten durchaus schon nachgewiesen wurden (Acevedo-Whitehouse und Duffus 2017).

5.3.3 Vernetzung von Lebensräumen

Fragmentierung im Siedlungsraum kann durch Barrieren (Hof und Bright 2009; Braaker et al. 2017) wie Straßen, Bahngleise, Zäune, Mauern oder intensiv beleuchtete Gebiete, die vom Igel nicht überwunden werden können, entstehen (Huijser und Bergers 2000; Rondinini und Doncaster 2002; Braaker et al. 2014; Pettett et al. 2018; Berger et al. 2020a). Die Hauptursache für solche Veränderungen in städtischen Gebieten ist die Verdichtung sowie lineare Verkehrsstrukturen (Hof 2009). Es wurde gezeigt, dass die Fragmentierung die Bewegungsmuster der Igel prägten (Braaker et al. 2014) und Igel in stark fragmentierten Gebieten größere

Streifgebiete besaßen und sich schneller fortbewegten (Berger et al. 2020b). Dadurch wird Energie verbraucht, die sonst für die Fortpflanzung oder Nahrungssuche eingesetzt werden könnte. Die Vernetzung der Igellebensräume kann auf verschiedene Arten gefördert werden, je nachdem, wodurch die Fragmentierung verursacht wird. Viele städtische Grünflächen, die nicht zu weit voneinander entfernt sind, können als Trittsteine dienen, die Populationen miteinander verbinden und somit den Genfluss zwischen Populationen aufrecht halten (Barthel et al. 2020). Statt Zäunen und Mauern können Hecken als Abgrenzung zwischen Grundstücken eingesetzt werden, um Durchgängigkeit für Igel zu garantieren. Falls Mauern oder Zäune nötig sind oder bereits bestehen, können kleine Durchschlüpfe (ca. 13 cm × 13 cm) oder Rampen eingebaut werden und den Igeln so einen Zugang bieten (siehe auch die landesweite Kampagne „hedgehog street" in Großbritannien und deren Erfolge in Gazzard et al. 2021 sowie die Projekte „Freie Bahn für Igel & Co." in den Städten Luzern (https://luzern.stadtwildtiere.ch/node/10395) und St. Gallen (https://stgallen.stadtwildtiere.ch/node/10166)). Lücken in Grundstücksbegrenzungen zeigten einen positiven Einfluss auf die Präsenz der Igel in diesen Gärten (Hof und Bright 2009). Außerdem können Lebensräume durch künstliche Beleuchtung und menschliche Störung unterbrochen werden (Berger et al. 2020a). Es ist daher darauf zu achten, die Beleuchtung sehr zielorientiert einzusetzen und falls möglich nicht die ganze Nacht eingeschaltet zu lassen, sodass Dunkelkorridore für Igel und andere Wildtiere entstehen (Reichenbach et al. 2021). Auch Großanlässe mit intensiver Störung, beispielsweise Musikfestivals, können einen Einfluss auf das Raumnutzungsverhalten von Igeln haben (Rast et al. 2019; Berger et al. 2020b). Bei der Planung solcher Anlässe kann auf Wildtiere Rücksicht genommen werden, indem die Störung zeitlich limitiert bleibt und Rückzugsorte für Wildtiere mit möglichst geringer menschlicher Störung eingeplant und baulich abgegrenzt werden (Tab. 5.1).

5.4 Wirkungskontrolle und Igelmonitoring

Bei der Erfassung von Igelvorkommen sowie zur Wirkungskontrolle von Maßnahmen zur Igelförderung kommen verschiedene einfache, nicht-invasive Methoden zum Einsatz, die auch im angewandten Naturschutz systematisch und wiederholt eingesetzt werden können. Viele der vorgeschlagenen Förder- und Schutzmaßnahmen für Igel wurden bisher noch nicht auf ihre Wirksamkeit untersucht. Aufgrund der Bedrohungslage der Igel besteht ein großes Interesse an einer experimentellen Überprüfung der Wirkung der vorgeschlagenen Maßnahmen.

Für eine Wirkungskontrolle von einzelnen Maßnahmen wie das Anlegen von Ackerrandstreifen oder Käferbänken sollten Before–After Control-Impact (BACI) oder Randomized Controlled Trials (RCTs) mit sehr spezifischen, auf die Fragestellung ausgerichteten Methoden angewendet werden (Christie et al. 2019). Als Methode mit einer hohen Detektierquote würden sich hier zum Beispiel Wärmebildaufnahmen oder Igelsuchhunde eignen. Christie et al. 2019 schlagen vor, dass in der Ökologie mehr in robustere Designs investiert werden muss, da Schluss-

Tab. 5.1 Übersicht zu Schutz- und Fördermaßnahmen für Igel (*Erinaceus* sp.) in Siedlungsgebieten und in ruralen Lebensräumen

Table 5.1 Overview of conservation measures for hedgehogs (*Erinaceus* sp.) in urban and rural areas

<table>
<tr><th rowspan="2">Ziel der Maßnahme</th><th colspan="2">Konkrete Schutzmaßnahme</th></tr>
<tr><th>In ruralen Gebieten</th><th>In Siedlungsgebieten</th></tr>
<tr><td rowspan="6">Verbesserung des natürlichen Nahrungsangebotes: Steigerung von Quantität, Qualität, Vielfalt und Erreichbarkeit des Nahrungsangebotes</td><td>Anlage und Pflege von (vernetzten) Ackerrandstreifen, Heckenstreifen und -buchten (möglichst dicht, lang, breit, hoch), Käferbänken und Totholzplätzen</td><td>Pflanzen von vielfältigen, einheimischen Sträuchern, Kräutern und Bäumen</td></tr>
<tr><td>Stehenlassen von Gräserrändern (Krautsaum) um die Hecken ca. 2–6 Meter beidseitig (Empfehlungen können variieren)</td><td>Anlegen und Stehenlassen von Asthaufen, Komposthaufen und „wilden Ecken“</td></tr>
<tr><td>Schonende Bewirtschaftung bzw. zeitweise Nicht-Bewirtschaftung von Flächen</td><td>Bestehende Grünflächen erhalten und versiegelte Flächen entsiegeln</td></tr>
<tr><td>Abwechselnder Betrieb mit Weideflächen, Ackerbau und stillgelegten Feldern</td><td>Vermeidung einer übermäßigen Pflege der Grünräume (durch z. B. häufiges Mähen oder Beseitigen von Laub unter Hecken)</td></tr>
<tr><td>Anlegen von Mischkulturen</td><td>Keine Futterstellen</td></tr>
<tr><td colspan="2">Verzicht auf Pestizide (insbesondere Insektizide, Rodentizide)</td></tr>
<tr><td rowspan="5">Verbesserung von Schutzstrukturen: Förderung von Möglichkeiten zur Deckung und zum Nestbau</td><td colspan="2">Hecken (möglichst dicht, lang, breit (min. 2 m), hoch (min. 3 m)) mit Brombeerunterwuchs und Rosen anlegen und in 3-jährigem Turnus schneiden.
Vegetation an Heckenbasis stehen lassen und beim Schneiden auf (schlafende) Igel achten</td></tr>
<tr><td colspan="2">Alte Bäume fördern (Nestmaterial)</td></tr>
<tr><td colspan="2">Ganzjährig geschützte Bereiche mit Hecken und Gehölzen (inkl. Brombeeren) anlegen und/oder erhalten</td></tr>
<tr><td colspan="2">Bei der Bewirtschaftung von Gebüschen und Gehölzen auf (schlafende) Igel Rücksicht nehmen nehmen: Kein Mähen mit Fadenmähern unter Hecken, Asthaufen vorsichtig auseinandernehmen, lose Netze oder Gitter nicht herumliegen lassen, steilwandige Wasserstellen und Lichtschächte mit Ausstiegshilfe versehen</td></tr>
<tr><td colspan="2">Laubstreu (Nistmaterial) liegen lassen oder in der Nähe potenzieller Igelnestplätze zu Haufen sammeln</td></tr>
</table>

(Fortsetzung)

Tab. 5.1 (Fortsetzung)

	Konkrete Schutzmaßnahme	
Ziel der Maßnahme	In ruralen Gebieten	In Siedlungsgebieten
Vernetzung von Lebensräumen	Schaffung von linearen Merkmalen und kleinen Landparzellen: Feldränder, robuste Hecken, Käferbänke	Hecken anstelle von Zäunen und Mauern als Abgrenzung zwischen Grundstücken einsetzen
	Beim Einzäunen von Hecken oder Weiden auf Maschengröße achten: Durchschlüpfe (ca. 13 cm × 13 cm)	Mauern oder Zäune durch Durchschlüpfe (ca. 13 cm × 13 cm) oder Rampen durchgängig machen
	Wildtierkorridore (Brücken, Tunnel, Rohre) bei stark befahrenen Straßen mit Wildtierzäunen als Leitelemente und Querungsmöglichkeiten	Dunkelkorridore schaffen

folgerungen aus einfacheren Designs (Before-After ohne Control-Impact) selbst bei großen Stichprobengrößen irreführend sein können.

Beim Monitoring der Igelbestände hingegen ist ein möglichst einfaches, langfristiges, standardisiertes und vergleichbares Untersuchungsdesign entscheidend, sodass langfristige Trends nachweisbar sind. Hier können Studien von einzelnen Freiwilligen mit präzisen Vorgaben bzw. mit einem klar definierten Suchaufwand, z. B. Spurentunnel oder Suchtransektläufe, gute und vergleichbare Resultate ergeben (Reichholf 2015; Taucher et al. 2020). Im Folgenden werden die verschiedenen Methoden zum Monitoring bzw. Einschätzen von Igelpopulationen kurz beschrieben.[1]

5.4.1 Bestandsschätzung, Markierung und Altersbestimmung

Systematische und langfristige Zählungen von Igelkadavern, die bei Straßenverkehrskollisionen entstehen, können verlässliche Informationen über Bestandsveränderungen geben (George et al. 2011). Die Erhebung von Daten über verunglückte Igel kann dabei von BürgerwissenschaftlerInnen bzw. Einzelpersonen (Reichholf 2015; Müller 2018) durchgeführt werden und ist vergleichsweise zeit- und kosteneffektiv.

Igelzählungen können auch mittels systematischer nächtlicher Suchläufer mit Taschenlampen oder Wärmebildkameras durchgeführt werden (Haigh et al. 2012a). Da Igel das Licht der Taschenlampen meiden (Berger et al. 2020a) und sie sich dem

[1] Wir möchten ausdrücklich darauf hinweisen, dass bei allen Untersuchungen, bei denen Igel gefangen und angefasst werden, vorab und eigenverantwortlich entsprechende personen-, zeit- und ortsgebundene Genehmigungen bei den Bundes- bzw. Landesämtern für Naturschutz und gegebenenfalls für Tierschutz oder eine Tierversuchsbewilligung beim kantonalen Veterinäramt einzuholen sind.

Licht und dem Entdecken durch einen Rückzug ins dichte Gebüsch oft entziehen können, erzielen Wärmebildkameras in offenen Habitaten und auf relativ lange Distanz bessere Suchergebnisse (Bowen et al. 2019).

Wildtierkameras können Anwesenheitsnachweise von Igeln erbringen (Glen et al. 2013). Da Igel jedoch auf Fotos nicht individuell erkennbar sind, ist eine Dichteschätzung mittels Wildtierkameras noch immer eine Herausforderung. Untersuchungen zeigen zudem, dass eine Kombination von Wildtierkameras mit dem REM (Random Encounter Modell) eine Dichteschätzung ermöglicht (Schaus et al. 2020).

Spurentunnel sind eine einfache Methode, mit der die relative Dichte von Igeln in einem Lebensraum erfasst werden kann (Yarnell et al. 2014; Williams et al. 2018; Taucher et al. 2020). Spurentunnel sind idealerweise etwa einen Meter lang und 20–30 cm hoch. Sie können aus plastifiziertem Karton oder Holz gebaut sein. In ihrem Inneren werden Papier, ungiftige Farbe und Futter-Köder ausgebracht. Geht ein Igel durch einen Spurentunnel, hinterlässt er dank der im Tunnel ausgebrachten Farbe seine Fußabdrücke auf den Papierstreifen. Die Anzahl der Igel, die einen Tunnel benutzt, kann man nicht bestimmen, doch mit einem systematischen Vorgehen (Yarnell et al. 2014) kann man relative Igeldichten in einem Gebiet eruieren.

Eine bewährte Methode für die Dichteschätzung ist die Fang-Wiederfang-Methode (Capture Mark Recapture). Dabei werden möglichst viele Tiere in einem Gebiet gefangen und mit Nagellack, einem Spray oder mit Schrumpfschläuchen aus dem Elektrobedarf an den Stacheln individuell markiert (Mori et al. 2015; Taucher et al. 2020). Durch den Anteil an Tieren, die bei den nächsten Fangaktionen, wiederentdeckt werden, kann die Größe der Population geschätzt werden. Das gleiche Prinzip kann auch mit genetischen Proben angewandt werden, wobei die Tiere durch eine genetische Speichel- oder Gewebeprobe im Labor individuell bestimmt werden.

Mittels ausgebildeter Igelsuchhunde können Igel systematisch und im Gegensatz zu allen anderen Methoden auch während des Winterschlafes gefunden und durch den Hund angezeigt werden (Bearman-Brown et al. 2020b; WDD e. V.). Diese Methode hat auch großes Potenzial, um Igel auf Flächen, die für eine Bebauung oder Gehölzpflegemaßnahmen vorgesehen sind, zu finden und gegebenenfalls (zeitweise) umzusetzen.

Für genaue Einschätzungen zur Entwicklung von Populationen sind Angaben zur Altersstruktur von Vorteil, eine genaue Altersabschätzung von wilden Igeln unbekannten Alters kann aber in der Regel nur post-mortal (bei z. B. Straßenopfern) vorgenommen werden, indem die Jahresabzeichnungen in den Längsschnitten der Kieferknochen ausgezählt werden. Bei lebenden Igeln kann lediglich zwischen juvenilen und adulten Individuen unterschieden werden, indem bestimmte Körpermaße wie Gewicht, Hinterfußlänge und Körperlänge bestimmt werden (Haigh et al. 2014) (Tab. 5.1).

Literatur

Acevedo-Whitehouse K, Duffus ALJ (2017) Effects of environmental change on wildlife health. Philos Trans R Soc B 364:3429–3438

Amori G (2016) Western European Hedgehog: Erinaceus europaeus. IUCN Red List Threat Species 2016:5–7

Amori G, Hutterer R, Kryštufek B, Yigit N, Mitsain G, Palomo LJ (2016) Northern White-breasted Hedgehog: Erinaceus roumanicus (errata version published in 2017). The IUCN Red List of Threatened Species 2016

Amy SR, Heard MS, Hartley SE, George CT, Pywell RF, Staley JT (2015) Hedgerow rejuvenation management affects invertebrate communites through changes to habitat structure. Basic Appl Ecol 16:443–451

Ascensão F, Mira A (2007) Factors affecting culvert use by vertebrates along two stretches of road in southern Portugal. Ecol Res 22:57–66

Asher RJ (2018) Diversity and relationships within crown Mammalia. In: Zachos F, Asher RJ (Hrsg) Handbook of zoology – mammalian evolution, diversity and systematics. De Gruyter, S 301–352

Baker A, Knowles M, Latham D (2007) Using clay drain seals to assess the use of dry culverts installed to allow mammals to pass under the A1 trunk road, Northumberland, England. Conserv Evid 4:77–80

Baker PJ, Harris S (2007) Urban mammals: what does the future hold? An analysis of the factors affecting patterns of use of residential gardens in Great Britain. Mammal Rev 37:297–315

Barthel LMF, Wehner D, Schmidt A, Berger A, Hofer H, Fickel J (2020) Unexpected gene-flow in urban environments: the example of the European Hedgehog. Animals 10:1–17

Bearman-Brown LE, Baker PJ, Scott D, Ural A, Evans L, Carnell RW (2020a) Over-winter survival and nest site selection of the West-European hedgehog (Erinaceus europaeus) in arable dominated landscapes. Animals 10:1449

Bearman-Brown LE, Wilson LE, Evans LC, Baker PJ (2020b) Comparing non-invasive surveying techniques for elusive, nocturnal mammals – a case study of the West European hedgehog. J Vertebrate Biol 69(3):20075:1–17

Becher SA, Griffiths R (1998) Genetic differentiation among local populations of the European hedgehog (Erinaceus europaeus) in mosaic habitats. Mol Ecol 7:1599–1604

Berger A, Lozano B, Barthel LMF, Schubert N (2020a) Moving in the dark – evidence for an influence of artificial light at night on the movement behaviour of European hedgehogs (Erinaceus europaeus). Animals 10:1–16

Berger A, Barthel LMF, Rast W, Hofer H, Gras P (2020b) Urban hedgehog behavioural responses to temporary habitat disturbance versus permanent fragmentation. Animals 10:1–19

Bexton S, Couper D (2019) Veterinary care of free-living hedgehogs. Wiley Online Library 41 BMJ Publishing Group 41(9)420–432

Bolfíková B, Hulva P (2012) Microevolution of sympatry: landscape genetics of hedgehogs Erinaceus europaeus and E. roumanicus in Central Europe. Heredity 108:248–255

Bontadina F (1991) Strassenüberquerungen von Igeln (Erinaceus europaeus). Diplomarbeit, Universität Zürich, Schweiz

Bowen C, Reeve N, Pettinger T, Gurnell J (2019) An evaluation of thermal infrared cameras for surveying hedgehogs in parkland habitats. Mammalia. de Gruyter, Berlin

Braaker S, Moretti M, Boesch R, Ghazoul J, Obrist MK, Bontadina F (2014) Assessing habitat connectivity for ground-dwelling animals in an urban environment. Ecol Appl 24(7):1583–1595

Braaker S, Kormann U, Bontadina F, Obrist MK (2017) Prediction of genetic connectivity in urban ecosystems by combining detailed movement data, genetic data and multi-path modelling. Landsc Urban Plan 160:107–114

Briones MJI, Schmidt O (2017) Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. Glob Chang Biol 23:4396–4419

Cassini MH, Krebs JR (1994) Behavioural responses to food addition by hedgehogs. Ecography 17:289–296

Christie AP, Amano T, Martin PA, Shackelford GE, Simmons BI, Sutherland WJ (2019) Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. J Appl Ecol 56:2742–2754

Collins KL, Boatman ND, Wilcox A, Holland JM, Chaney K (2002) Influence of beetle banks on cereal aphid predation in winter wheat. Agric Ecosyst Environ 93:337–350

Corbet GB (1988) The family Erinaceidae: a synthesis of its taxonomy, phylogeny, ecology and zoogeography. Mammal Rev 18:117–172

D'Havé H, Mubiana VK, Blust R, De Coen W, Scheirs J, Verhagen R (2006) Non-destructive pollution exposure assessment in the European hedgehog (Erinaceus europaeus): II. Hair and spines as indicators of endogenous metal and As concentrations. Environ Pollut 142:438–448

Dickman CR (1987) Age-related dietary change in the European hedgehog, Erinaceus europaeus. J Zool Lond 215:1–14

Doncaster CP (1992) Testing the role of intraguild predation in regulating hedgehog populations. Proc R Soc B 249:113–117

Doncaster CP (1994) Factors regulating local variations in abundance: Field tests on hedgehogs. Erinaceus europaeus Oikos 69:182

Doncaster CP, Rondinini C, Johnson PCD (2001) Field test for environmental correlates of dispersal in hedgehogs Erinaceus europaeus. J Anim Ecol 70:30–46

Dowding CV, Shore RF, Worgan A, Baker PJ, Harris S (2010a) Accumulation of anticoagulant rodenticides in a non-target insectivore, the European hedgehog (Erinaceus europaeus). Environ Pollut 158:161–166

Dowding CV, Harris S, Poulton S, Baker PJ (2010b) Nocturnal ranging behaviour of urban hedgehogs, Erinaceus europaeus, in relation to risk and reward. Anim Behav 80:13–21

Egli R (2004) Comparison of physical condition and parasite burdens in rural, suburban and urban hedgehogs Erinaceus europaeus: implications for conservation. Thesis, Universität Bern

Eldridge B, Wynn J (2011) Use of badger tunnels on Highway Agency schemes in England. Conserv Evid 8:53–57

Forman RTT, Alexander LE (1998) Roads and their major ecological effects. Annu Rev Ecol Syst 29:207–231

Gazzard A, Baker PJ (2020) Patterns of feeding by householders affect activity of hedgehogs (Erinaceus europaeus) during the hibernation period. Animals 10:1–15

Gazzard A, Boushall A, Brand E, Baker PJ (2021) An assessment of a conservation strategy to increase garden connectivity for hedgehogs that requires cooperation between immediate neighbours: a barrier too far? PLoS One 16(11):e0259537

Geiger M, Taucher AL, Gloor S, Hegglin D, Bontadina F (2018) In the footsteps of city foxes: evidence for a rise of urban badger populations in Switzerland. Hystrix, Ital J Mammal

George L, Macpherson JL, Balmforth Z, Bright PW (2011) Using the dead to monitor the living: can road kill counts detect trends in mammal abundance? Appl Ecol Environ Res 9(1):27–41

Glen AS, Cockburn S, Nichols M, Ekanayake J, Warburton B (2013) Optimising camera traps for monitoring small mammals. PLoS One 8(6):e67940

Graf RF, Fischer C (2021) Atlas der Säugetiere. Schweiz und Liechtenstein. Schweizerische Gesellschaft für Wildtierbiologie SGW. Haupt Verlag, Bern

Haigh A, Butler F, O'Riordan RM (2012a) An investigation into the techniques for detecting hedgehogs in a rural landscape. JNR EEB 9:15–26

Haigh A, O'Riordan RM, Butler F (2012b) Nesting behaviour and seasonal body mass changes in a rural Irish population of the Western hedgehog (Erinaceus europaeus). Acta Thériol 57:321–331

Haigh A, O'Riordan RM, Butler F (2013) Habitat selection, philopatry and spatial segregation in rural Irish hedgehogs (Erinaceus europaeus). Mammalia 77:163–172

Haigh A, Kelly M, Butler F, O'Riordan RM (2014) Non-invasive methods of separating hedgehog (Erinaceus europaeus) age classes and an investigation into the age structure of road kill. Acta Theriol 59:165–171

Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Stenmans W, Müller A, Sumser H, Hörren T et al (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS One 12:1–21

Hof AR (2009) A study of the current status of the hedgehog (Erinaceus europaeus), and its decline in Great Britain since 1960. PhD Thesis, 15–50

Hof AR, Bright PW (2009) The value of green-spaces in built-up areas for western hedgehogs. Lutra 52. Dutch mammal society, Nijmegen

Hof AR, Bright PW (2010a) The value of agri-environment schemes for macro-invertebrate feeders: hedgehogs on arable farms in Britain. Anim Conserv 13:467–473

Hof AR, Bright PW (2010b) The impact of grassy field margins on macro-invertebrate abundance in adjacent arable fields. Agric Ecosyst Environ 139:280–283

Hof AR, Snellenberg J, Bright PW (2012) Food or fear? Predation risk mediates edge refuging in an insectivorous mammal. Anim Behav 83:1099–1106

Hole DG, Perkins AJ, Wilson JD, Alexander IH, Grice PV, Evans AD (2005) Does organic farming benefit biodiversity? Biol Conserv 122:113–130

Holsbeek L, Rodts J, Muyldermans S (1999) Hedgehog and other animal traffic victims in Belgium: results of a countrywide survey. Lutra 42:111–119

Holz H, Niethammer J (1990) Erinaceus europaeus Linnaeus, 1758 – Braunbrustigel, Westigel. In: Niethammer J, Krapp F (Hrsg) Handbuch der Säugetiere Europas. AULA-Verlag, Wiesbaden, S 26–49

Hubert P, Julliard R, Biagianti S, Poulle ML (2011) Ecological factors driving the higher hedgehog (Erinaceus europaeus) density in an urban area compared to the adjacent rural area. Landsc Urban Plan 103:34–43

Huijser MP, Bergers PLM (2000) The effect of roads and traffic on hedgehog (Erinaceus europaeus) populations. Biol Conserv 95:111–116

Ineichen S, Ruckstuhl M, Klausnitzer N (2012) Stadtfauna: 600 Tierarten unserer Städte. Haupt, Bern

Lukešová G, Voslarova E, Vecerek V, Vucinic M (2021) Trends in intake and outcomes for European hedgehog (Erinaceus europaeus) in the Czech rescue centers. PLoS One 16:1–14

Macdonald DW, Tattersall FH, Service KM, Firbank LG, Feber RE (2007) Mammals, agri-environment schemes and set-aside – what are the putative benefits? Mammal Rev 37:259–277

Mathews F, Harrower C (2020) IUCN – compliant Red List for Britain's Terrestrial Mammals. Assessment by the Mammal Society under contract to Natural England, Natural Resources Wales and Scottish Natural Heritage. Natural England, Peterborough

Maudsley MJ (2000) A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. J Environ Manag 60:65–76

Meek B, Loxton D, Sparks TH, Pywell RF, Pickett H, Nowakowski M (2002) The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. Biol Conserv 106:259–271

Meinig H, Boye P, Dähne M, Hutterer R, Lang J (2020) Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt 170:73

Merckx T, Marini L, Feber RE, Macdonald DW (2012) Hedgerow trees and extended-width field margins enhance macro-moth diversity: implications for management. J Appl Ecol 49:1396–1404

Møller AP (2012) Urban areas as refuges from predators and flight distance of prey. Behav Ecol 23:1030–1035

Moorhouse TP, Palmer SCF, Travis JMJ, Macdonald DW (2014) Hugging the hedges: might agri-environment manipulations affect landscape permeability for hedgehogs? Biol Conserv 176:109–116

Mori E, Menchetti M, Bertolino S, Mazza G, Ancillotto L (2015) Reappraisal of an old cheap method for marking the European hedgehog. Mamm Res 60:189–193

Morris P (1973) Winter Nests of the Hedgehog (Erinaceus europaeus). Oecologia 11:299–313

Morris P (2018) Hedgehogs. Whittet Books, Stansted

Müller F (2018) Langzeitmonitoring der Straßenverkehrsopfer beim Igel (Erinaceus europaeus L.) zur Indikation von Populationsdichteveränderungen entlang zweier Teststrecken im Landkreis Fulda. Beiträge zur Naturkunde in Osthessen 54:21–26

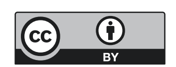
Peigné J, Cannavaciuolo M, Gautronneau Y, Aveline A, Giteau J, Cluzeau D (2009) Earthworm populations under different tillage systems in organic farming. Soil Tillage Res 104:207–214

Pettett C (2016) Factors affecting hedgehog distribution and habitat selection in rural landscapes. Ph.D. Thesis, Oxford University, UK

Pettett CE, Moorhouse TP, Johnson PJ, Macdonald DW (2017a) Factors affecting hedgehog (Erinaceus europaeus) attraction to rural villages in arable landscapes. Eur J Wildl Res 63:54

Pettett CE, Johnson PJ, Moorhouse TP, Hambly C, Speakman JR, Macdonald DW (2017b) Daily energy expenditure in the face of predation: hedgehog energetics in rural landscapes. J Exp Biol 220:460–468
Pettett CE, Johnson PJ, Moorhouse TP, Macdonald DW (2018) National predictors of hedgehog Erinaceus europaeus distribution and decline in Britain. Mammal Rev 48:1–6
Pickett STA, Cadenasso ML, Grove JM, Nilon CH, Pouyat RV, Zipperer WC, Costanza R (2001) Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas. Annu Rev Ecol Syst 32:127–157
van de Poel JL, Dekker J, van Langevelde F (2015) Dutch hedgehogs Erinaceus europaeus are nowadays mainly found in urban areas, possibly due to the negative effects of badgers Meles meles. Wildl Biol 21:51–55
Rasmussen SL, Berg TB, Dabelsteen T, Jones OR (2019) The ecology of suburban juvenile European hedgehogs (Erinaceus europaeus) in Denmark. Ecol Evol 9(23):1–14
Rasmussen SL, Schrøder AE, Mathiesen R, Nielsen JL, Pertoldi C, Macdonald DW (2021) Wildlife conservation at a garden level: the effect of robotic lawn mowers on European hedgehogs (Erinaceus europaeus). Animals 11:1191
Rast W, Barthel LMF, Berger A (2019) Music festival makes hedgehogs move: how individuals cope behaviorally in response to human-induced stressors. Animals 9. MDPI, Basel
Rautio A, Isomursu M, Valtonen A, Hirvelä-Koski V, Kunnasranta M (2016) Mortality, diseases and diet of European hedgehogs (Erinaceus europaeus) in an urban environment in Finland. Mamm Res 61:161–169
Reeve N (1994) Hedgehogs. Poyser Natural History. T & A. D Poyser, London
Reeve NJ, Morris PA (1985) Construction and use of summer nests by the hedgehog (Erinaceus europaeus). Mammalia 49:187–194
Reichenbach A, Breitenbücher D, Gerpe C, Hofmann D, Minger J, Vonlanthen J (2021) Empfehlungen zur Vermeidung von Lichtemissionen. Vollzugshilfe. Hrsg: Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern
Reichholf JH (2015) Starker Rückgang der Häufigkeit überfahrener Igel Erinaceus europaeus in Südostbayern und seine Ursachen. Mitt Zool Ges Braunau 11(3):309–314
Rondinini AC, Doncaster CP (2002) Roads as barriers to movement for hedgehogs. Br Ecol Soc Stable 16:504–509
Schaus J, Uzal A, Gentle LK, Baker PJ, Bearman-Brown L, Bullion S, Gazzard A, Lockwood H, North A, Reader T, Scott DM, Sutherland CS, Yarnell RW (2020) Application of the Random Encounter Model in citizen science projects to monitor animal densities (March 2020). Remote Sens Ecol Conser 6(4):514–528
Schneider VE, Waffel HH (1978) Suggested measures for the protection of wildlife when constructing shipping canals and inland waterways. Z Jagdwiss 24:72–88
Spitzenberger F (2005) Rote Liste der Säugetiere Österreichs (Mammalia). In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft. Böhlau, Wien, S 45–62
StadtWildTiere Luzern (o. J.). https://luzern.stadtwildtiere.ch/node/10395. Zugegriffen am 07.02.2022
StadtWildTiere St.Gallen (o. J.). https://stgallen.stadtwildtiere.ch/node/10166. Zugegriffen am 07.02.2022
Staley JT, Sparks TH, Croxton PJ, Baldock KCR, Heard MS, Hulmes S, Hulmes L, Peyton J, Amy SR, Pywell RF (2012) Long-term effects of hedgerow management policies on resource provision for wildlife. Biol Conserv 145:24–29
Taucher AL, Gloor S, Dietrich A, Geiger M, Hegglin D, Bontadina F (2020) Decline in distribution and abundance: urban hedgehogs under pressure. Animals 10:1606
Trewby ID, Young RP, MacDonald RA, Wilson GJ, Davison J, Walker N, Robertson A, Doncaster CP, Delahay RJ (2014) Impacts of removing badgers on localised counts of hedgehogs. PLoS One 9:e95477
van Vuurde MR, van der Grift EA (2005) The effects of landscape attributes on the use of small wildlife underpasses by weasel (Mustela nivalis) and stoat (Mustela erminea). Lutra 48:91–108

WDD e. V (o. J.). www.wildlifedetectiondogs.org. Zugegriffen am 10.11.2021
Westheide W, Rieger R (2010) Spezielle Zoologie. Teil 2: Wirbel- oder Schädeltiere. Spektrum, Heidelberg
Williams BM, Baker PJ, Thomas E, Wilson G, Judge J, Yarnell RW (2018) Reduced occupancy of hedgehogs (Erinaceus europaeus) in rural England and Wales: the influence of habitat and an asymmetric intra-guild predator. Sci Rep 8:17–20
Wilson DE, Reeder DM (2005) Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference. Johns Hopkins University Press, Baltimore
Wratten SD (1988) The role of field boundaries as reservoirs of beneficial insects. In: Burn AJ, Coaker TH, Jepson PC (Hrsg) Environmental management in agriculture: European perspectives. EEC/Pinter Publishers, London, S 144–150
Wroot AJ (1984) Feeding ecology of the European hedgehog, Erinaceus europaeus. Ph.D. Thesis, University of London, Royal Holloway College, UK.
Yalden DW (1976) The food of the hedgehog in England. Acta Theriol 21(30):401–424
Yarnell RW, Pettett CE (2020) Beneficial land management for hedgehogs (Erinaceus europaeus) in the United Kingdom. Animals 10:1566
Yarnell RW, Pacheco M, Williams B, Neumann JL, Rymer DJ, Baker PJ (2014) Using occupancy analysis to validate the use of footprint tunnels as a method for monitoring the hedgehog Erinaceus europaeus. Mammal Rev 44:234–238
Yarnell RW, Surgey J, Grogan A, Thompson R, Davies K, Kimbrough C, Scott DM (2019) Should rehabilitated hedgehogs be released in winter? A comparison of survival, nest use and weight change in wild and rescued animals. Eur J Wildl Res 65:6
Zingg R (1994) Aktivität sowie Habitat- und Raumnutzung von Igeln (Erinaceus europaeus) in einem ländlichen Siedlungsgebiet. Inaugural Dissertation, Universität Zürich
Zolotareva KI, Belokon MM, Belokon YS, Rutovskaya MV, Hlyap LA, Starykov VP, Politov DV, Lebedev VS, Bannikova AA (2021) Genetic diversity and structure of the hedgehogs Erinaceus europaeus and Erinaceus roumanicus: evidence for ongoing hybridization in Eastern Europe. Biol J Linn Soc 132(1):174–195





Management in wesentlichen Konfliktfeldern um den Fischotter – Übersicht zum aktuellen Wissensstand

6

Anja Roy, Hans-Heinrich Krüger und Maria Schmalz

Inhaltsverzeichnis

6.1 Einleitung

In Deutschland kam der Eurasische Fischotter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) bis zur Mitte des letzten Jahrhunderts in allen aquatischen Lebensräumen vor. Eine gnadenlose Bejagung dieses Top-Prädators als Konkurrent um Fischbestände in Verbindung mit einer Lebensraumzerstörung und -verschmutzung ließen die Bestände zwischen dem 19. und 20. Jahrhundert zusammenbrechen. In weiten Bereichen der westlichen Bundesländer starb der Fischotter in den 1950er-Jahren aus (Reuther 1993). In der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts setzte eine Erholung verbliebener Bestände, zunächst in Ostdeutschland, ein (Klenke et al. 2013a, b). Eine ähnliche Er-

Ein besonderer Dank geht an die Reviewer und alle weiteren Personen, die mit konstruktiven Diskussionen und Kritik zum Manuskript sowie mit der englischen Fassung des Abstracts zu diesem Artikel beitrugen.

A. Roy (✉)
ÖKO-LOG Freilandforschung, Parlow, Deutschland
E-Mail: anja.roy@oeko-log.com

H.-H. Krüger
Mustela-consult, Hankensbüttel, Deutschland

M. Schmalz
Fischökologische und Limnologische UntersuchungsStelle Südthüringen (FLUSS), Schleusingen, Deutschland

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_6

holung der Fischotterbestände wurde europaweit mit einer annähernd synchronen Wiederausbreitung beobachtet und dokumentiert (Conroy und Chanin 2001; Chanin 2003; Yoxon und Yoxon 2019). Parallel zu dieser Entwicklung erlitten Fischotter in den letzten Jahrzehnten zunehmende Bestandsverluste durch den Autoverkehr und den unbeabsichtigten Fang in Reusen (Reuther et al. 2002).

Die Rückkehr von Top-Prädatoren in ihre historischen Verbreitungsgebiete wird in der heutigen, modernen Dienstleistungsgesellschaft durch eine Veränderung von Wertvorstellungen vor allem in urbanen Bereichen wohlwollend betrachtet (Heurich 2019). Dies darf, ähnlich wie beim Wolf, auch beim Fischotter nicht darüber hinwegtäuschen, dass insbesondere direkt in ihrer Wirtschaftsweise und Existenz betroffene Menschen wie auch Behörden und Vertreter von NGOs oft auf die Rückkehr unvorbereitet sind: Über mehrere Generationen von professionellen Fischern wie auch Hobby-Anglern und deren Verbandsvertretern haben sich seit dem Aussterben des Fischotters in vielen Gebieten Europas Wirtschaftsweisen und Fischmanagementmaßnahmen etabliert, die in ihrer Wirksamkeit von der Abwesenheit piscivorer Konkurrenten wie dem Fischotter ausgehen und mit deren Rückkehr auf dem Prüfstand stehen. Erfahrungen mit dem Fischotter müssen erst wieder gesammelt, ausgetauscht und in sinnvollen Maßnahmen-Paketen umgesetzt werden, die ein möglichst konfliktarmes Miteinander beteiligter Interessensgruppen fördern. Aus der Rückbesiedlung des Fischotters, basierend auf einer flexiblen Habitatwahl (Weinberger et al. 2016), resultieren daher altbekannte und neue Konfliktfelder.

Im Folgenden werden insbesondere wesentliche Konfliktfelder mit der fischereilichen Nutzung von Fließgewässern, Seen und Teichen bzw. Aquakulturen in Deutschland betrachtet, der aktuelle Wissensstand über wirksame Managementmaßnahmen zusammengestellt sowie bestehende Wissenslücken aufgezeigt. Für alle genannten Konfliktbereiche existieren mit Ausnahme Sachsens in den meisten Bundesländern Deutschlands Wissenslücken zu überregionalen Populationsdaten des Fischotters. Hierzu gehören Erkenntnisse zum Nahrungsspektrum und zu Gefährdungsfaktoren als Grundlage für ein zu entwickelndes, wirksames Management, aber auch aktuelle Informationen zu Altersstruktur, Mortalitäts- und Reproduktionsraten, gesundheitlichem Zustand und genetischer Variabilität (siehe z. B. Sommer et al. 2005; Ansorge et al. 1997). Des Weiteren fehlt oft, entsprechend dem weltweiten Trend (Moreira-Arce et al. 2018), a) bundesweit eine wissenschaftliche Überprüfung der Wirksamkeit und Effektivität angewandter Management-Methoden, b) eine Beachtung der sozialen und kulturellen Hintergründe sowie der regionalen Differenzierung bestehender Konflikte (siehe Abschn. 6.2.1.2.1) und c) die Durchführung von Forschungsprojekten zur Klärung offener Fragen.

6.2 Konflikte in der Fischerei

Der Fischotter gilt als ‚food-limited species' (Kruuk und Carss 1996; Kruuk 2006; Ruiz-Olmo et al. 2001, 2011), dessen Präsenz und Dichte über Faktoren wie Fortpflanzungserfolg und Sterblichkeit direkt beeinflusst werden. Die Erholung der Be-

stände des Fischotters geht daher vor allem in Regionen mit traditioneller Teichwirtschaft und Aquakulturen, in denen der Fischotter über 50 Jahre lang verschwunden war, mit zunehmenden Konflikten einher (Gossow und Kranz 1998; Bodner 1995; Klenke et al. 2013a). Die betroffenen Betriebe in der gesamten Binnenfischerei sehen sich mit einer komplexen Problemlage konfrontiert, die globalen Wettbewerb, Nachwuchsprobleme oder verändertes Verbraucherverhalten einschließt. Prädation durch den Fischotter stellt hierbei nur einen von vielen Einflussfaktoren dar (Roy et al. 2022).

Grundsätzlich sind für ein erfolgreiches Konfliktmanagement möglichst viele der zur Verfügung stehenden Maßnahmen gleichzeitig und regional angepasst anzuwenden (Mysiak et al. 2013), durch ein Monitoring zu kontrollieren und stetig an sich verändernde Bedingungen anzupassen (Henle et al. 2013).

6.2.1 Konflikte in Teichwirtschaften

In Sachsen sind auf der Grundlage des bereits 1996 aufgestellten „Artenschutzprogrammes Fischotter“ (LFULG 1996) differenzierte Förderprogramme entwickelt worden, die sowohl die Erhaltung von Teichen als Nahrungshabitat des Fischotters als auch die Erhaltung und Förderung von extensiv produzierenden Teichwirtschaften im Fokus haben (Klenke et al. 2013b). Deren frühzeitige Umsetzung unter Beachtung maßgeblicher ökonomischer, sozialer und ökologischer Faktoren führte zu einem erfolgreichen Management in diesem Konfliktfeld (Mysiak et al. 2013).

Ein landesweites, koordiniertes Fischotter-Management existiert neben Sachsen lediglich in Bayern (LWF 2013). Darüber hinaus werden deutschlandweit ohne spezifische Analysen und teilweise ohne landesweite Koordinierung einzelfallbezogen neben gezielter Beratung nahezu ausschließlich Prävention durch Einzäunung sowie nachträgliche Kompensationsgelder zum Schadensausgleich eingesetzt (Roy et al. 2022). Grundsätzlich werden dabei die diversen Förderprogramme der Länder von betroffenen Teichwirten und teilweise auch von Behördenvertretern in ihrem Antragsverfahren als zu kompliziert beklagt und daher wenig akzeptiert. Eine Konzentration auf eine praxistaugliche, einfache Kombinations- und Umsetzungsmöglichkeit bewährter Maßnahmen wäre hier erstrebenswert.

Im Folgenden soll zunächst die Kausalität von fischereiwirtschaftlichen Schäden beleuchtet werden, um dann bereits erarbeitete Lösungsansätze (Klenke et al. (2013a; IUCN SSC HWCTF 2020) und wesentliche Maßnahmen zur Konfliktbewältigung aufzuführen.

6.2.1.1 Kausalität von fischereiwirtschaftlichen Schäden

Da sich *bewirtschaftete Teiche zwischen Besatz und Abfischung als „Black Box“ darstellen* (Klenke et al. 2013b, S. 127), sind exakte Berechnungen der allein durch Fischotter verursachten Schäden aufgrund diverser biotischer und abiotischer Einflussfaktoren sehr schwierig, aufwendig und daher kaum praktikabel.

Zusätzlich fehlen oftmals grundlegende Informationen zur Bewirtschaftung der Teiche sowie zur Anwesenheit anderer Fischprädatoren. In der Folge konnte bisher kein direkter kausaler Zusammenhang zwischen Populationsdichte des Fischotters, dessen Nahrungsspektrum und Verlustraten in Teichwirtschaften hergestellt werden (Klenke et al. 2013b; Polednikova et al. 2013; Santos-Reis et al. 2013; Conroy und Green 1998; Freitas et al. 2007). Offenbar haben essenzielle Lebensraumfaktoren des Fischotters einen bisher zu wenig beachteten Einfluss auf Verlustraten in Teichgebieten (Sales-Luís et al. 2009), was europaweit zu widersprüchlichen Ergebnissen hinsichtlich der Kausalität von Schadenshöhen in Teichwirtschaften führt (Freitas et al. 2007; Marques et al. 2007; Weinberger et al. 2016). Eine Fallstudie in Spanien mit einer negativen Korrelation zwischen Lebensraum-Stabilität und Diversität des Nahrungsspektrums der Fischotter (Ruiz-Olmo und Jiménez 2008) zeigt auf, dass für ein Verständnis der ökologischen Zusammenhänge und daraus zu entwickelnden wirksamen Managementmaßnahmen grundsätzliche Forschungsansätze benötigt werden.

In Sachsen und Tschechien unterliegen nach methodisch gleicher Analyse isolierte Kleinteiche einem besonders hohen Fraßdruck (Klenke et al. 2005; Polednik 2005; Toman 1998). Mysiak et al. (2013) empfehlen daher aufgrund des hohen Konfliktpotenzials eine Einbeziehung von Bewirtschaftungsformen kleiner Teichwirtschaften in entsprechende Förderprogramme.

Auch in Europa durchgeführte Befragungen betroffener Betriebe (Kloskowski 2011; Vaclavikova et al. 2011; Santos-Reis et al. 2013; Kranz 2000) lassen die Einschätzung der tatsächlichen Schadenshöhe sehr unterschiedlich ausfallen und klären nicht die schadensverursachenden Faktoren. Demzufolge hat eine aktuelle, noch nicht abgeschlossene Studie des Institutes für Binnenfischerei e.V., Postdam-Sacrow, zum Ziel, für eine Bemessung summierter Verluste aller fischfressenden Prädatoren pauschale Fallgruppen zu ermitteln. Hiermit könnte die aufwendige und fehlerbehaftete Einzelfallbetrachtung für durch einzelne Tierarten verursachte Schäden ersetzt werden, was in der Praxis von nahezu allen beteiligten Interessensgruppen bevorzugt wird (Roy et al. 2022).

Über den direkten Fraßschaden hinaus kann es zu sogenannten Sekundärschäden durch Prädation kommen. Fischbestände in Teichanlagen unterliegen einer Reihe von Faktoren, die Stresssituationen für Fische auslösen können. Eine Prädation wird als verstärkender oder als alleiniger Faktor für stressbedingte Schädigungen von Fischen diskutiert, insbesondere in überwinternden Fischbeständen (Pacovska 2007). Die wissenschaftliche Erfassung von Ausmaß, Folgen und Ursachen möglicher Sekundärschäden durch Fischotter-Prädation ist methodisch aufgrund der Komplexität von stressbedingten Stoffwechselprozessen schwierig und bedarf einer interdisziplinären Zusammenarbeit. Untersuchungen zu Stressfolgen auf Karpfenbestände durch moderate Störungen durch Fischotter verursachten weder eine Mortalitätssteigerung im Winter, noch hatten sie Auswirkungen auf die Kondition in der nachfolgenden Vegetationsperiode (Polednik et al. 2008). Extreme ökonomische Verluste ließen sich durch das Studiendesign nicht erklären. Mit dem korrigierten

Wissen um das Winterungsverhalten von Karpfen (Bauer und Schlott 2003) wären mit einer Folgestudie, die mit erhöhten Besatzdichten und Störungsfrequenzen arbeitet, Grundlagen für eine Minimierung von entsprechenden Störungseinflüssen zu entwickeln.

Über das sogenannte ‚Surplus killing, d. h. den Fang und anschließenden unvollständigen Fraß von großen Fischen aus Teichanlagen durch den Fischotter, wird deutschlandweit bisher ausschließlich anekdotisch berichtet, es liegen keine nachvollziehbaren Quantifizierungen vor. Lediglich in einer Auswertung österreichischer Kompensationszahlungen (Bodner 1998) wurden derartige Fälle sehr selten und nur in sehr kleinen, dicht besetzten Teichen im Winter dokumentiert. Gerade diese können jedoch gut durch Einzäunungen geschützt werden.

Fazit Nach derzeitigem Stand des Wissens und mit vertretbarem Aufwand ist eine Erfassung und Trennung von direkter Prädation einzelner fischfressender Arten sowie von Sekundärschäden, verursacht durch den Fischotter, kaum möglich. Ein einfacher Vergleich von erwartetem Fischertrag und Verlustraten birgt auch unter Berücksichtigung pauschaler, haltungsbedingter Normverluste die Gefahr einer falschen Einschätzung der Kausalität von Schadenshöhen *zulasten des Fischotters.*

6.2.1.2 Konkrete Lösungsansätze

Nachfolgend werden wesentliche und bewährte, konkrete Lösungsansätze für ein Management im Konfliktfeld Teichwirtschaft beschrieben. Eine ausführlichere Darstellung möglicher Managementmaßnahmen erfolgt in Roy et al. (2022). Einige der nachfolgend beschriebenen Lösungsansätze, vor allem diejenigen der „Human Dimension", lassen sich auf weitere Konfliktfelder übertragen.

Peoplemanagement

Menschliche Dimension

Die menschliche Dimension von Human-Wildlife-Konflikten in Form von sozialen, religiösen und/oder kulturellen Hintergründen wird in der Bewältigung von Konflikten noch immer stark unterschätz oder vernachlässigt (Dickmann 2010). Eine Vielzahl von Autoren und Naturschutzorganisationen weltweit mahnt daher eine weitaus stärkere Beachtung sozialer Faktoren für die erfolgreiche Bewältigung menschlicher Interessenskonflikte im Naturschutz an (z. B. Bennet et al. 2017; IUCN 2020). Auf europäischer Ebene bietet das FRAP-Projekt „Human Wildlife Conflicts in Europe" (Klenke et al. 2013a) eine detaillierte Darstellung der Prozesse und konkreten Lösungsansätze im Konfliktfeld fischfressender Tierarten. Darin wurden Analyse- und Abstimmungsprozesse für Aktionspläne zur Konfliktlösung entwickelt. Mit direktem Bezug zum Fischotter im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Fischerei fand im Rahmen dieses Projektes eine annähernd vollständige Bearbeitung des Konfliktfeldes inklusive der sozialen Faktoren in Tschechien, Portugal und Sachsen statt (Klenke et al. 2013b; Santos-Reis et al. 2013; Polednikova

et al. 2013). Auch Informationen und Erfahrungen aus anderen europäischen Ländern flossen hier mit ein (Kranz 2013).

Nach aktueller Umfrage (Roy et al. 2022) fehlt für eine entsprechend systematische Konfliktbearbeitung in den meisten deutschen Bundesländern neben den regionalen Populationsdaten des Fischotters (s. o.) eine landesweite Strategie zur Entwicklung von Maßnahmen (z. B. Ring et al. 2013). Des Weiteren fehlen zur notwendigen Einbindung aller Interessensgruppen (Rauschmayer 2013) entsprechende Analysen (Wilson 2013) und Betrachtungen der behördlichen sowie politischen und rechtlichen Bedingungen (Similä et al. 2013; Santos et al. 2013).

Kommunikation

Kommunikation ist in Form eines sachlichen und stetig begleitenden Dialoges mit allen beteiligten Interessensgruppen essenziell für ein erfolgreiches Management, insbesondere hinsichtlich der Akzeptanz und Durchführbarkeit möglicher Maßnahmen (Mysiak et al. 2013; Heurich 2019; Klenke et al. 2013a). „Die alleinige Konzentration auf ökonomische Maßnahmen birgt die Gefahr andauernder Diskussionen um Art und Höhe von Zahlungen und Schäden und verhindert dadurch die nötige, kreative Anpassung eines entwickelten Management-Modells“ (Klenke et al. 2013b, S. 133).

Kommunikation als gezieltes Managementinstrument wird in Deutschland lediglich in Form von sogenannten Otterberatern in drei Bundesländern eingesetzt. In Niedersachsen erhalten die Fischereibetriebe Beratung durch die Landwirtschaftskammer. Diese Berater sollten zur allseitigen Akzeptanz generell eine neutrale Position einnehmen und über Fachwissen der Fischerei sowie der Ökologie des Fischotters verfügen. Über eine reine Beratung betroffener Betriebe hinaus sollten diese Ansprechpartner nach den guten Erfahrungen im österreichischen Burgenland ergänzt werden durch ein entsprechendes Fachgremium, das zusätzlich an der Umsetzung von relevanten Förderprogrammen, an gezielter Öffentlichkeitsarbeit und an der Beratung der jeweiligen Landesregierungen hinsichtlich einer Feinjustierung des Konfliktmanagements beteiligt wird (Kranz 2018). Denn eine gezielte Öffentlichkeitsarbeit zum Thema fehlt bundesweit ebenso wie geschultes Fachpersonal in Behörden (Roy et al. 2022). In Großbritannien hat sich die Einrichtung eines zentralen Fachgremiums (The Predation Action Group) bewährt, dessen Ziel die Erforschung der Auswirkungen von Prädation in Fischereibetrieben und in Angelgewässern ist.

Kompensationen

Kompensationsmaßnahmen werden fallweise in Kombination mit weiteren Instrumenten als essenziell im Fischotter-Konfliktmanagement angesehen (Klenke et al. 2013b; Mysiak et al. 2013).

Grundsätzlich kann zwischen präventiver und nachträglicher Kompensation unterschieden werden (Schwerdtner und Gruber 2007), die in Sachsen erfolgreich kombiniert eingesetzt werden (Klenke et al. 2013b; Mysiak et al. 2013).

Eine **präventive**, pauschale Zahlung (auch ‚Otter-Bonus' genannt) zur Förderung eines Mehrbesatzes in Teichanlagen ist (in Kombination mit einer nachträglichen Kompensation) in Sachsen explizit für Regionen mit hohen Besuchsraten des Fischotters und daraus zu erwartenden hohen Schäden entwickelt worden. Mit dieser Zahlung sind pauschal zu erwartende Fraßverluste durch den Fischotter inklusive möglicher Sekundärschäden abgegolten. Präventive Kompensation ist langfristig kostengünstiger als eine nachträgliche Kompensation (Schwerdtner und Gruber 2007), ihre landesweite Gesamthöhe kann anhand solider Daten zur Fischotterpopulation im Vorfeld abgeschätzt werden (Klenke et al. 2013a, b). Die Ermittlung der pauschalen Zahlungen in Sachsen, die ein ökologisches Engagement der Teichwirte belohnt, sollte zur Steigerung der gesellschaftlichen Kosten-Effektivität und besseren Berücksichtigung kleiner Teiche angepasst werden. Eine Überkompensation kann durch die ausschließliche Flächenabhängigkeit derselben entstehen und würde durch eine stärkere Berücksichtigung der Uferlinienlängen korrigiert. Der Tatsache, dass Fischotter vor allem ufernah jagen und damit kleine Teiche überproportional hohe Verluste aufweisen (Toman 1998; Polednik 2005; Bodner 1998), würde hiermit Rechnung getragen.

Eine **nachträgliche** Kompensation wird gerne in Konflikten zur Reduktion eines (illegalen) Jagddruckes eingeführt. Generell fehlen jedoch weltweit Effektivitätskontrollen, weswegen über deren Wirksamkeit kontroverse Diskussionen geführt werden (Ravenelle und Nyhus 2017). Ohne eine genaue Analyse der regionalen ökonomischen und ökologischen Bedingungen kann sie auch Anstrengungen zur Schadensprävention verhindern. Ihr sollte daher ein auf der Größe der Wildtierpopulation basierender ökonomischer Anreiz wie die präventive Kompensation Sachsens vorgezogen werden (Bulte und Rondeau 2005).

Grundsätzlich erfordert die nachträgliche Kompensation in jedem Einzelfall eine nachträgliche Schadensermittlung. Sie zieht, wie das bayrische Management belegt, besonders hohe, unkalkulierbare Kosten nach sich (Schwerdtner und Gruber 2007) und führt infolge unsicherer Schadensermittlung (s. o.) zwangsläufig zur Unzufriedenheit betroffener Teichwirte (Klenke et al. 2013b). Als alleinige Maßnahme kann sie bestehende Konflikte und Akzeptanzprobleme nicht langfristig lösen (Mysiak et al. 2013; Montag 2003), sondern allenfalls eine kurzfristige Sicherung der Existenz von Teichwirtschaften darstellen (Klenke et al. 2013b). Nach Heurich (2019) erhöhen alleinige Kompensationszahlungen nicht die Toleranz gegenüber Wildtierarten, belastbare Daten zur entsprechenden Wirksamkeit fehlen auch für andere Tierarten (Boitani et al. 2015). Trotzdem wird in Deutschland von beteiligten Behörden verbreitet und ohne entsprechende Analysen die Wirksamkeit von nachträglichen Kompensationszahlungen hinsichtlich der Akzeptanz des Fischotters als besonders geeignete Maßnahme angesehen (Roy et al. 2022). In Kombination mit einer präventiven Kompensation ist sie in Sachsen zur Abfederung von besonderen Härtefällen wirksam und wird in Brandenburg pauschal für Verluste durch alle fischfressenden Tierarten eingesetzt.

Populationsmanagement

Lebensraum

Maßnahmen, die eine Verbesserung des Lebensraumes für den Fischotter zum Ziel haben, sind in Abhängigkeit von der Bestandssituation dann sinnvoll, wenn eine lokale Fischotterpopulation isoliert oder instabil ist oder das lokale Klima durch regelmäßig harte Winter gekennzeichnet ist und dadurch zu einer erhöhten Mortalität des Fischotters führt. Es werden außerhalb Sachsens bundesweit keine entsprechenden Maßnahmen gezielt als Managementmaßnahme eingesetzt (Roy et al. 2022). Mit Ausnahme des sächsischen Mehrbesatzes und einer Erfahrungssammlung (LFULG 1996) liegen demzufolge auch keine Wirksamkeitskontrollen vor.

Grundsätzlich können die verbreiteten Förderprogramme zur Extensivierung in Karpfenteichwirtschaften wertvolle aquatische Lebensräume sichern und somit auch für den Erhalt von Fischotter-Lebensräumen sorgen. In nahezu allen Bundesländern mit derartigen Programmen wird jedoch die mangelnde Anerkennung der Ökosystemleistungen durch zu geringe Flächenprämien beklagt, worunter auch die Akzeptanz fischfressender Tierarten wie die des Fischotters leidet. Viele Teichwirte wünschen sich entsprechend mehr Sichtbarkeit und öffentliches Interesse für ihre Naturschutzleistung (Roy et al. 2022).

Als Managementmaßnahme kann eine alternative Beuteverfügbarkeit im Winter in Form sogenannter Ablenkteiche sinnvoll sein (Kucerova 1998), wenn ein hoher Energiebedarf des Fischotters die Effektivität der Jagd essenziell macht (Kruuk und Carss 1996). Als alleinige und dauerhafte Maßnahme zur Minderung des Fraßdrucks durch Fischotter können sie die Lebensraumkapazität für den Fischotter jedoch insgesamt erhöhen. Als temporäre Einrichtung im Winter und zur gezielten Umlenkung des Fraßdrucks können sie dagegen in Kombination mit Ausgrenzungen wirksam sein, da ansonsten der Fraßdruck auf vorhandene Nachbarteiche verlagert wird (LFULG 1996). Jurajda und Roche (1998) wiesen eine sehr schnelle Reaktion anwesender Fischotter auf derartige alternative Nahrungsquellen nach. Bei einer regional forcierten Einzäunung von Hälteranlagen, Winterteichen oder Kleinteichen sollte daher grundsätzlich und koordiniert jeweils in unmittelbarer Nähe eine alternative Nahrungsquelle für den Fischotter in Form eines Kleingewässers bereitgestellt werden, das mit nicht vermarktungsfähigen und/oder kommerziell uninteressanten Wildfischen oder Beifang besetzt wird (Kortan et al. 2007).

Ein Erfahrungsaustausch sowie eine bundesweite Erarbeitung entsprechender fachlicher Grundlagen zu dem Thema fehlt (Roy et al. 2022).

Regulation der Fischotterpopulation

Der Fischotter unterliegt einem rechtlich verbindlichen, europaweiten Schutz als Art der Anhänge II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL). In Deutschland wird diese Richtlinie im Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG § 44) umgesetzt, wonach das Töten und Fangen sowie die mutwillige Störung von Fischottern grundsätzlich verboten ist. Eine Ausnahme (nach Art. 16 der FFH-RL (bzw. § 45 Abs. 7 BNatSchG) kann nur erfolgen, „[…] wenn 1. keine andere zufrieden-

stellende Möglichkeit einer alternativen Konfliktlösung besteht und 2. die Population der Art trotz Ausnahmeregelung in ihrem natürlichen Verbreitungsgebiet ohne Beeinträchtigung in einem günstigen Erhaltungszustand verbleibt oder die Wiederherstellung eines solchen nicht behindert wird (…). Es muss dabei immer wissenschaftlich oder anhand von Vergleichsdaten begründet werden können, dass eine Entnahme dem angestrebten Ziel dient." (Schoof et al. 2021, S. 11).

Europaweit gibt es aktuell keine wissenschaftlich fundierte Untersuchung zur Wirksamkeit der Entnahme einzelner Fischotter auf die Schadenshöhe in Teichwirtschaften. Ebenso fehlt der Nachweis, dass Schadensfälle ursächlich auf bestimmte, einzelne Individuen zurückzuführen sind. Es kann aufgrund des Reviersystems des Fischotters davon ausgegangen werden, dass freiwerdende Reviere von Einzeltieren kurz- bis mittelfristig wiederbesetzt werden (Conroy und Green 1998) und einzelne Entnahmen daher wirkungslos bleiben müssen. Eine Umsetzung lebend gefangener Fischotter (Translokation) erhöht deren Mortalität und ist unter Berücksichtigung des organisatorischen und finanziellen Aufwandes als Managementmaßnahme uneffektiv (Fonturbel und Simonetti 2011; Casey et al. 2013).

Eine Bejagung des Fischotters vor allem in Polen, aber auch in Finnland und Österreich (HD 2017-2018) wird zumindest in Österreich aktuell ohne die notwendige Populationsmodellierung, ein begleitendes Monitoring, eine Berücksichtigung der Bedeutung und Lage der betroffenen Region im überregionalen Biotopverbund (Kranz 2013) sowie eine hinreichende Wirksamkeitskontrolle vorgenommen (Kranz und Polednik 2020). Aus Polen und Finnland liegen zur Wirksamkeit ebenfalls keine Daten vor. Demgegenüber bergen offizielle Abschusszahlen wie in Polen und Österreich die Gefahr einer nachhaltigen Verschlechterung des Erhaltungszustandes und sind daher europarechtlich äußerst umstritten.

Für eine Entnahme mit nachfolgender Tötung oder Translokation wäre zusätzlich zu beachten, dass Fischotterfähen das ganze Jahr über Junge führen können und daher unter Beachtung des Jagdrechtes diese nur nach einem Lebendfang erfolgen kann. Eine Gefährdung von führenden Fähen und deren Jungtieren muss dabei sicher ausgeschlossen werden (s. auch Abschn. 6.3.3).

Fazit Aus den oben aufgeführten Gründen stellt eine Entnahme von Fischottern, unabhängig in welcher Form, derzeit keine evidenzbasierte, geeignete Managementmaßnahme dar.

Ressourcenmanagement

Zaunabwehr

Eine Abwehr durch Zäune stellt eine wirksame, präventive Maßnahme zur Schadensbegrenzung dar. Die Einzäunung von Teichanlagen zur Prävention von Fischotterprädation wird in verschiedenen europäischen Ländern seit Langem praktiziert (Conroy und Green 1998; Gratzl 1994). Es existieren ausführliche Beschreibungen geeigneter Zauntypen (z. B. Göckemeyer 2015), deren Wirksamkeit durch Überkletter- und Untergrabschutz gegeben sein muss und hinreichend belegt ist (Gratzl 1994; Kranz 2017). Ertl (2021) stellt zudem auf Erfahrungswerten beruhende

Effizienzberechnungen für verschiedene Zauntypen auf. Das Aufstellen ungeeigneter Zäune (z. B. Festzaun ohne Elektrolitze und Untergrabschutz) sollte in Fischotterverbreitungsgebieten unbedingt vermieden werden, da diese den Fischottern sonst Gelegenheit bieten, das Überwinden von Zäunen zu erlernen und unter Umständen durch einen erzwungenen, längeren Verbleib innerhalb des Zaunes größeren Schaden verursachen.

Bei einer präventiven Anwendung von Abwehrzäunen in bisher otterfreien Gebieten kann die Fischotterdichte bei Einwanderung geringer gehalten werden, wenn dadurch ein geringeres Nahrungsangebot verfügbar ist (Kranz 2017). Möglicherweise erfolgt bei verringertem Nahrungsangebot mittelfristig auch die Abwanderung von Fischottern. Conroy und Green (1998) weisen darauf hin, dass die effektivste Art der Ausgrenzung darin besteht, bereits bei Anlage eines Teiches eine Zäunung zu installieren. Dies wird für alle zu erwartenden Einwanderungsgebiete des Fischotters (z. B. Westbayern, Baden-Württemberg) dringend empfohlen.

Die Grenzen der Einzäunung sind vor allem durch die Größe und Morphologie der zu schützenden Gewässer vorgegeben. Deren Anwendung konzentriert sich in Gebieten mit großen Teichen auf einen Schutz von kleineren Winterhälterungen mit wertvollen Laichfischbeständen. Eine ausführliche Beschreibung der Vor- und Nachteile geeigneter Zauntypen erfolgt in Roy et al. (2022).

Sonstige Abwehrmaßnahmen

In Kranz (2013) wird der Wirksamkeit sonstiger traditioneller Abwehrmaßnahmen nachgegangen. Abwehr durch Geräusche, Geruch oder andere traditionelle Vergrämungsmaßnahmen blieben bisher ohne Wirksamkeitsnachweis (Götz und Janik 2016; Harrington et al. 2013). Castillo et al. (2021) stellten individuelle Rufe des Fischotters auf Ultraschallebene fest. Eventuell ist auf diesen Ergebnissen eine wirksame Abwehrmaßnahme zu entwickeln.

Betriebliche Anpassungen

Wesentlich für ein erfolgreiches Management ist die Bereitschaft der betroffenen Betriebe, ihre Wirtschaftsformen und Betriebsabläufe an das Auftreten des Fischotters anzupassen. Es fehlt zu diesem Themenfeld bundesweit eine Fördermöglichkeit von Forschungs- oder Modellprojekten sowie ein entsprechender Erfahrungsaustausch. Aktuelle entsprechende Bestrebungen beschränken sich deutschlandweit auf die Eigeninitiative betroffener Betriebe und NGOs (Roy et al. 2022).

6.2.2 Konflikte mit der Reusenfischerei

Ein Konflikt mit der gewerblichen Fluss- und Seenfischerei ergibt sich durch den Einsatz von Reusen für den Fischfang. Reusen werden traditionell überwiegend in großen natürlichen oder auch künstlichen Gewässern eingesetzt, die nicht über eine Steuerung des Zu- und Ablaufes verfügen. In seltenen Fällen werden Reusen für die Funktionskontrolle von Fischwanderhilfen eingesetzt.

Für den Fischotter ist das Ertrinken in Reusen europaweit ein wesentlicher Gefährdungsfaktor (Jefferies et al. 1984; Jefferies 1993; Madsen 1991; Reuther 2002). In den östlichen Bundesländern wurde früh dessen Bedeutung erkannt, dokumentiert (Teubner et al. 2001) und wurden Vorschläge zur Vermeidung gemacht (Teubner et al. 1998). Nach Madsen (1991) steigt das Risiko für einen Otter, in einer Reuse zu ertrinken, mit abnehmender Wassertiefe und zunehmender Ufernähe des Reusenstandortes. Der auf dieser Erkenntnis aufbauende vorgeschriebene Einsatz von metallenen Reusenschutzgittern in die Eingangsöffnung von Aalreusen mit einer maximalen Durchgangsgröße von 8,5 × 8,5 cm führte u. a. zu einer Erholung der Otterbestände in Dänemark (Elmeros et al. 2006), schützt jedoch nicht vor dem Eindringen kleiner Jungotter (Moll 1990). In Deutschland werden diverse Modelle von Schutzgittern meist kostenlos von NGOs abgegeben, eine generelle Vorschrift zum Einsatz derselben fehlt in den meisten Bundesländern (Reuther et al. 2002). Vonseiten der Fischereiausübenden wird der Einsatz derartiger Gitter jedoch häufig abgelehnt, da eine verringerte Fängigkeit der Reuse für die (meist großwüchsigen) Zielfischarten befürchtet wird.

Im Zuge eines Interessenkonfliktes am Steinhuder Meer (Niedersachsen) wurde der Einsatz ungeschützter Reusen in dem FFH-Gebiet untersagt. Parallel hierzu wurde auf Initiative der Aktion Fischotterschutz e.V. kooperativ eine Reuse ohne Schutzgitter, aber mit einer Ausstiegsmöglichkeit für den Otter entwickelt (Habbe 2018; Reckendorf und Siebert 2017). Dabei muss der Otter entweder einen Bügel aufbiegen oder ein dünnes Gummiseil zerreißen, um die Reuse durch die entstandene Öffnung verlassen zu können. Im Praxistest wiesen derartig ausgestattete Reusen keine Fangreduzierung, aber einen erhöhten Arbeitsaufwand für den Fischer auf, da die zerrissene Ausstiegsöffnung wieder geflickt werden muss (Rohner et al. 2021). Inwieweit der Einsatz dieser Reusen bereits in der Praxis stattfindet, ist derzeit nicht bekannt. Durch eine Netzfirma werden die Sets zum Nachrüsten von Reusen bereits angeboten (https://engelnetze.com/otteraustieg-fuer-fischreusen-3, besucht am 04.02.2022).

6.2.3 Konflikte in der Fließgewässerbewirtschaftung

Der Fischotter und seine Beutetiere befinden sich in einem Räuber-Beute-Verhältnis mit gegenseitigen Abhängigkeiten (Kruuk 2006, 2014). Fischottervorkommen sind in erster Linie durch die Verfügbarkeit der Ressource „Nahrung“ limitiert (Ruiz-Olmo und Jiménez 2008). Gleichzeitig haben sie als Top-Prädator einen Einfluss auf die Populationen ihrer potenziellen Beutetiere. Die Quantifizierung dieses Einflusses ist insbesondere im Hinblick auf Fließgewässer methodisch anspruchsvoll und bisher nur in wenigen Studien detailliert untersucht. Demgegenüber gibt es eine Vielzahl an Studien zur generellen Nahrungswahl des Fischotters an Fließgewässern. Mit leichten Variationen wird in diesen Studien übereinstimmend der Schluss gezogen, dass der Fischotter diejenigen Arten am häufigsten erbeutet, die saisonal und lokal dominieren (z. B. Lanszki et al. 2009; Kortan et al. 2007; Pagacz und Witczuk 2010; Alemeida et al. 2012). Da es in Deutschland kaum noch eine gewerbliche

Flussfischerei gibt, wird die Konkurrenz um die Nahrungskomponente „Fisch" im Fließgewässer eher von der Hobby-Angelfischerei wahrgenommen. Dem Fischotter wird der Rückgang von Fangzahlen zur Last gelegt, und es wird die potenzielle Gefährdung seltener Arten, z. B. des Huchens, diskutiert (Ratschan 2020; Haydn 2021).

Tatsächlich befindet sich in weiten Bereichen Deutschlands die Fischfauna derzeit in einem unbefriedigenden bis schlechten Zustand (BMUB/UBA 2016), die Abundanz der Süßwasserfischfauna geht weltweit zurück (Deinet et al. 2020). Die Ursachen sind vielfältig. Strukturelle Defizite, fehlende Durchgängigkeit, Kolmation von Laichgründen, Belastung mit Schadstoffen aus Abwässern, Industrieanlagen und landwirtschaftlichen Produktionsflächen, Klimawandel mit zunehmenden Niedrigwasserperioden, Krankheiten, unangemessene Besatzpraktiken und der Einfluss weiterer Prädatoren (darunter auch der Mensch) wirken in unterschiedlich starkem Maße auf Artenvielfalt, Größenverteilung, Reproduktion und Biomasse der Fischpopulationen ein. So stellt eine Überblicksstudie für Thüringen dar, dass sich in einzelnen Gewässereinzugsgebieten die durchschnittliche Fischbiomasse in den Fließgewässern in den letzten 15 Jahren im Extremfall mehr als halbiert hat. Auch in Gebieten, in denen der Fischotter nicht vorkam, konnte diese abnehmende Tendenz beobachtet werden (Schmalz 2020). In Spanien wurde kein signifikanter Unterschied in der Populationsdichte von Bachforellen (*Salmo trutta)* in von Otter besiedelten bzw. nicht besiedelten Fließgewässern festgestellt (Ruiz-Olmo und Casadesus 1998).

Neuere Studien aus Österreich belegen einen Einfluss des Fischotters in kleineren Gewässern der Forellenregion. Bei einem Vergleich zwischen Herbst- und Frühjahrsbeständen der Bachforellen wurde der Fischotter für 30–39 % des in diesem Zeitraum beobachteten Rückgangs der Fischbiomasse verantwortlich gemacht. Der Fischotter konnte teilweise einen erheblichen Anteil des Biomasse-Zuwachses abschöpfen (Kranz und Ratschan 2017). Zu diesem Ergebnis kam auch eine Studie von Kranz et al. (2019), in der nach Einwanderung des Fischotters die Forellenbestände zurückgingen. Allerdings blieb die Biomasse in der Folge auf einem mittleren Niveau weitgehend konstant. Der Fischotter hatte demnach zwar einen Einfluss auf seine Beute, brachte sie jedoch nicht zum Verschwinden.

Ein Einfluss des Fischotters auf die Fischfauna größerer Fließgewässer wurde bisher in keiner Studie festgestellt. Aufgrund der hier meist höheren Biomasse und des verminderten Jagderfolges infolge der Gewässertiefe und -breite kann davon ausgegangen werden, dass jährliche natürliche Schwankungen der Fischbestände bedeutsamer als die Konsumption durch den Fischotter sind.

Eine Gefährdung geschützter Fischarten durch den Fischotter konnte bisher nicht in entsprechenden Studien nachgewiesen werden. Selten in den Fließgewässern vorkommende Arten wurden auch in der Nahrung des Otters nur selten nachgewiesen (Kranz und Polednik 2018; Kranz und Rechberger 2021; Müller und Schmalz 2021). Die Seltenheit der meisten bedrohten Fischarten ist anthropogen bedingt. Ein Einfluss auf weitere Arten (z. B. bodenbrütende Vögel, Krebse, Muscheln) ist bisher ebenfalls nicht methodisch sicher nachgewiesen worden.

Fazit Der Fischotter kann in den Fischbiomassezuwachs kleiner Fließgewässer eingreifen, stellt jedoch keine Bedrohung für seltene Arten dar. Es ergibt sich dennoch lokal eine Konkurrenz zur Angelfischerei, da sich der auch für den Menschen nutzbare Zuwachs verringert. Es soll an dieser Stelle allerdings auch betont werden, dass der Mensch keinen „Anspruch" auf die Fische des Fließgewässers hat. Sie gelten nach BGB § 960 Abs. 1 als herrenlos. Es sind weiterhin vor allem langfristig angelegte und interdisziplinär anzusetzende Studien zur Klärung der wechselseitigen Räuber-Beute-Verhältnisse in Fließgewässersystemen notwendig. Zudem sollten negative Bestandstrends von Fischgemeinschaften verstärkt im Fokus der Forschung stehen, um deren Ursachen aufzudecken.

6.2.4 Voraussage möglicher Konflikte bei Neueinwanderung des Fischotters

Eine Voraussage möglicher Konflikte bei Einwanderung des Fischotters in bisher otterfreie Gebiete ist aufgrund der regionalen Varianz aller relevanten Einflussfaktoren sehr schwierig (Kranz und Knollseisen 1998). Mögliche Einflussfaktoren auf die Ausprägung eines Konfliktes sind der Marktdruck, regionale Schutzbestimmungen nach FFH-Richtlinie, Fraßdruck anderer Prädatoren, Wasserqualität, zunehmende Verlandung von Teichen, Fehlen von natürlicher Beute in Fließgewässern, anhaltende Veränderung der Gewässermorphologien, der Verlust natürlicher Fließgewässerhabitate und menschlich bedingte Veränderungen in der Fischfauna von Fließgewässern (Mysiak et al. 2013).

Nach den bisher bekannten Erfahrungen wird für Fischotter-Einwanderungsländer ein präventives Management (siehe auch Abschn. 6.2.1.2.3 Zaunabwehr) als deutlich zielführender erachtet als das bisher angewandte rein reaktive Management, das erst bei bereits bestehenden Konflikten implementiert wird. Regionen, in die der Fischotter voraussichtlich bald einwandert, sollten sich also bereits jetzt den Konfliktrisiken und der Konfliktprävention zuwenden.

6.3 Weitere Konfliktfelder

Die vom Fischotter genutzten Gewässer unterliegen vielfältigen Nutzungsansprüchen. Daraus resultierende, bisher wenig beachtete Konfliktfelder werden im Folgenden in Kürze umrissen.

6.3.1 Freizeitnutzung

Gewässer und ihre Uferbereiche besitzen einen hohen Freizeitwert. Es liegen zu möglichen Konflikten mit dem Fischotter wenige Studien vor. Von verschiedenen Autoren wird ein negativer Zusammenhang zwischen der Nutzung von Uferbereichen und dem Vorkommen freilaufender Hunde vermutet (Weber und Trost

2015; Juhász et al. 2013). Vor allem ist in diesem Themenfeld zu beachten, dass Fischotter auf menschliche Aktivitäten sehr unterschiedlich reagieren können. So gibt es auf der einen Seite regelmäßige Beobachtungen von Fischottern im städtischen Lebensraum, zum Beispiel in der Hansestadt Hamburg (Krüger 2015), auf der anderen Seite benötigen Fischotterweibchen zur Jungenaufzucht ungestörte Rückzugsräume (Weinberger und Baumgartner 2018). Für die Wahl von Tagesverstecken des Fischotters ist die Intensität menschlicher Nutzung der Gewässerufer relevant (Weinberger et al. 2019). Insofern sind Nutzungseinschränkungen an ökologisch besonders wertvollen Gewässern, die regelmäßig von Fischottern genutzt werden, auf der Grundlage der FFH-Richtlinie in Betracht zu ziehen.

6.3.2 Gewässerunterhaltung

Die besonders an kleineren Tieflandgewässern oftmals betriebene Gewässerunterhaltung mit einer periodisch wiederkehrenden radikalen Entfernung sämtlicher Uferstrukturen über lange Gewässerstrecken führt zu direkten und indirekten Einflüssen auf den Lebensraum des Fischotters und seiner Beutetiere. Dies betrifft nicht nur den Wasserkörper, sondern auch Böschungen und schützende Saumstrukturen. Eine Anpassung von Unterhaltungsaufwand und -maßnahmen an die Belange des Fischotterschutzes (und allgemein des Artenschutzes) ist dringend notwendig. In Niedersachsen wird dies bereits praktiziert (Sellheim und Schulze 2020). Dabei sind auch die kleineren Gewässer 2. und 3. Ordnung zu beachten, die dem Fischotter durchaus als wichtige Wanderachsen und Lebensräume dienen (Weber und Braumann 2008; Weber und Trost 2015; Ruiz-Olmo et al. 2005).

6.3.3 Fallenjagd

Der Fischotter ist in allen Bundesländern als jagdbare Art mit ganzjähriger Schonzeit eingeordnet. Insofern unterliegt er den Bestimmungen der Jagdgesetze. In diesen Gesetzen ist auch die Fallenjagd geregelt, die in Deutschland im Wesentlichen zum Fang von Raubwildarten (z. B. Fuchs *Vulpes vulpes*, Steinmarder *Martes martes)*, aber auch zum Fang der Neozoen Bisam (*Ondatra zibethicus*) und Nutria (*Myocastor coypus*) ausgeübt wird. Die Fallenjagd ist grundlegend im Bundesjagdgesetz (BJagdG 1976) geregelt. Die Jagdgesetze der Länder regeln die Ausübung dieser Jagdmethode in der Regel detaillierter, z. B. die erlaubten Fallenarten und die zu bejagenden Wildarten (Massow und Wunderlich 2021). Weitere Einzelheiten sind in nachgeordneten Verordnungen zu finden. In den meisten Bundesländern sind sowohl Totschlagfallen (u. a. Schwanenhals, Eiabzugseisen, Conibearfalle) als auch Lebendfangfallen (u. a. Kastenfallen) erlaubt (Möckel und Köck 2015). Problematisch ist bei der Fallenjagd die begrenzte Selektivität, besonders gilt dies für die totschlagenden Fallen. Zudem besteht Zweifel an der Konformität dieser Fallen mit den Vorgaben des Bundesjagdgesetzes, wonach tötende Fallen „sofort tötend" und die Lebendfangfallen „unversehrt" fangen müssen (Krüger 1993). Den Anspruch,

„sofort tötend“ kann kaum ein Schlageisen erfüllen (u. a. Iossa et al. 2007). Trotzdem wurde die Jagd auf Fischotter, auch mit totschlagenden Fallen, in Österreich (Bundesland Kärnten) im Jahre 2021 wieder erlaubt. Naturschutz- und Tierschutzverbände sehen diese Jagd als tierquälerisch und illegal an.

Nach § 44 BNatSchG (2009) darf der Fischotter nicht getötet oder gestört werden. Er gerät aber unbeabsichtigt sowohl in Lebend- als auch in Totschlagfallen, die im Bereich der Gewässer gestellt werden (LCCM 2011). Der Fang der Neozoen Nutria und Bisam wird in den letzten Jahren aufgrund der EU-Gesetzgebung (Verordnung Nr. 1143/2014 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Prävention und das Management der Einbringung und Ausbreitung invasiver gebietsfremder Arten) von den Landesjagdverbänden verstärkt propagiert und von etlichen Landkreisverwaltungen und Wasser-Unterhaltungsverbänden finanziell gefördert (Scheide 2013). Fallen, in die Otter geraten könnten, dürfen jedoch nach § 44 BNatSchG im Vorkommensgebiet des Fischotters nicht gestellt werden, da mit dem Fang dieser Art zu rechnen ist. Zu betonen ist, dass auch der unbeabsichtigte Fang in Lebendfangfallen nach § 44 BNatSchG nicht akzeptabel ist, da derart gefangene Fischotter überaus energische Befreiungsversuche unternehmen. Besonders in Gitterfallen, aber auch in hölzernen Kastenfallen, brechen sie dabei ihre Reißzähne, wie auch andere Raubsäuger, in kürzester Zeit ab. Westerkamp (2012) hat dies zum Beispiel für den Iltis dokumentiert. Zu dem beschriebenen Verletzungsrisiko kommt hinzu, dass auch die Neigung zur Überhitzung bei den Befreiungsversuchen aus Kastenfallen zum Tod der Otter führen kann. Ihr dichtes Fell verhindert eine Abgabe der Körperwärme (Reuther 1991).

Wie stark Fischotter durch die Fallenjagd in Deutschland beeinträchtigt werden, ist nicht bekannt. Zum Nutriafang sollten nur spezielle Lebendfangfallen Verwendung finden, die diese Art sehr selektiv fangen. Dies ist zum Beispiel durch die Beschränkung der Fallenlänge auf maximal 1 Meter möglich. Dabei dürfen die Fallen nicht auf den von Fischottern genutzten Bermen unter Brücken oder Wechseln zwischen Gewässern positioniert werden. Bisamschlagfallen sind sowohl für Wasservögel als auch für junge Fischotter gefährlich. Sie sollten durch selektivere Fangsysteme ersetzt werden.

Literatur

Alemeida D, Copp GH, Masson L, Miranda R, Muraf M, Sayer CD (2012) Changes in the diet of a recovering Eurasian otter population between the 1970s and 2010. Aquat Conserv Mar Freshwat Ecosyst 22:26–35

Ansorge H, Schipke R, Zinke O (1997) Population structure of the otter, Lutra lutra. Parameters and model for a Central European region. Z Säugetierkund 62:143–151

Bauer C, Schlott G (2003) Das Winterungsverhalten von Zuchtkarpfen (Cyprinus carpio carpio morpha domestica) – neue Erkenntnisse zum Winterlager. Österreichs Fischerei 56:56–61

Bennett NJ, Roth R, Klain SC, Chan K, Christie P, Clark DA, Cullman G, Curran D, Durbin TJ, Epstein G, Greenberg A, Nelson MP, Sandlos J, Stedman R, Teel TL, Thomas R, Veríssimo D, Wyborn C (2017) Conservation social science: understanding and integrating human dimensions to improve conservation. Biol Conserv 205:93–108

BJagdG (Bundesjagdgesetz) (1976) Gesetz zum Jagdwesen neugefasst durch B vom 29.09.1976 (BGB1.I S.2849). Zuletzt geändert durch Art. 291 vom 19.06.2020 (BGB1.I S.1328)

BMUB/UBA (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit/Umweltbundesamt) (2016) Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015. Bonn, Dessau. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/final_broschure_wasserrahm_enrichtlinie_bf_112116.pdf. Zugegriffen am 10.11.2021

Bodner M (1995) Otters and fish-farming: preliminary experiences of a WWF Project in Austria. Hystrix 7:223–228

Bodner M (1998) Damage to stock in fish ponds as a result of otter (Lutra lutra) predation. In: Gossow H, Kranz A (Hrsg) Otters and Fish Farms. Proceedings Intern. Workshop 1996, Austria. BOKU-Reports on wildlife research & game management, S 106–117

Boitani L, Alvarez F, Anders O, Andren H, Avanzinelli E, Balys V, Blanco JC, Breitenmoser U, Chapron G, Ciucci P, Dutsov A, Groff C, Huber D, Ionescu O, Knauer F, Kojola I, Kubala J, Kutal M, Linnell J, Majic A, Mannil P, Manz R, Marucco F, Melovski D, Molinari A, Norberg H, Nowak S, Ozolins J, Palazon S, Potocnik H, Quenette PY, Reinhardt I, Rigg R, Selva N, Sergiel A, Shkvyria M, Swenson J, Trajce A, von Arx M, Wolfl M, Wotschikowsky U, Zlatanova D (2015) Key actions for large carnivore populations in Europe. Institute of Applied Ecology (Rome, Italy). Report to DG Environment, European Commission, Bruxelles. Contract no. 07.0307/2013/654446/SER/B3

Bulte EH, Rondeau D (2005) Why compensating wildlife damages may be bad for conservation. J Wildl Manag 69(1):S 14–19

Casey CD, Westover MD, McMillan BR (2013) Factors influencing mortality associated with the translocation of Northern River Otters (Lontra canadensis) in Utah. West N Am Nat 73(3):S 357–364

Castillo del D, Weinberger I, Wyman M, Manser M (2021) Who is present? Individuality in the call structure of the Eurasian Otter Whistle. Posterpräsentation, EOW 2021

Chanin PRF (2003) Ecology of the Eurasian otter. Conserving Natura 2000 sites rivers ecology series no. 10. English Nature, Peterborough

Conroy J, Chanin P (2001) The distribution and status of the European Otter (Lutra lutra) – a review. In: Conroy JWH, Gutleb A, Yoxon P (Hrsg) Proceedings of the Otter Toxicology Conference, Skye 2000. International Otter Survival Fund No 1, Broadford, S 7–28

Conroy, J, Green R (1998) Otters (Lutra lutra) and fish farming in Scotland. In: Gossow H, Kranz A (Hrsg) Otters and Fish Farms. Proceedings Intern. Workshop 1996, Austria. BOKU-Reports on wildlife research & game management, S 8–19

Deinet S, Scott-Gatty K, Rotton H, Twardek WM, Marconi V, McRae L, Baumgartner LJ, Brink K, Claussen JE, Cooke SJ, Darwall W, Eriksson BK, Garcia de Leaniz C, Hogan Z, Royte J, Silva LGM, Thieme ML, Tickner D, Waldman J, Wanningen H, Weyl OLF (2020) The Living Planet Index (LPI) for migratory freshwater fish – technical report. World FishMigration Foundation, The Netherlands

Dickman AJ (2010) Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human–wildlife conflict. Anim Conserv 13(5):458–466

Elmeros M, Hammershøj M, Madsen AB, Søgaard B (2006) Recovery of the otter *Lutra lutra* in denmark monitored by field surveys and collection of carcasses. Hystrix It.J.Mamm(n.s.) 17(1):17–28

Ertl A (2021) Evaluierung der Effektivität von Fischotterabwehrzäunen. Bachelorarbeit, Hochschule Weihenstephan-Teisdorf, Ak. Wald und Forstwirtschaft

Fontúrbel FE, Simonetti JA (2011) Translocations and human-carnivore conflicts: problem solving or problem creating? Wildl Biol 17(2):217–224

Freitas D, Gomes J, Sales Luis T, Madruga L, Marques C, Baptista G, Rosalino LM, Antunes P, Santos R, Santos-Reis M (2007) Otters and fish farms in the Sado estuary: ecological and socio-economic basis of a conflict. Hydrobiologia 587(1):51–62

Göckemeyer S (2015) Empfehlungen zur Einzäunung von Fischhaltungsanlagen zum Schutz gegen Fischotter. Merkblatt der Landwirtschaftskammer Niedersachsen. https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/1/nav/231/article/28090.html. Zugegriffen am 16.11.2021

Gossow H, Kranz A (Hrsg) (1998) Otters and Fish Farms. Proceedings Intern. Workshop 1996, Austria. BOKU-Reports on wildlife research & game management

Götz T, Janik VM (2016) Non-lethal management of carnivore predation: long-term tests with a startle reflex-based deterrence system on a fish farm. Anim Conserv 19(3):212–221

Gratzl G (1994) Erfahrungen mit Elektrozaunanlagen als Schutzmaßnahme gegen das Eindringen des Fischotters. Österreichischer Fischereiverband und Bundesamt für Wasserwirtschaft, Schrems. Fischereiwirtschaft und Fischereibiologie 58:126–129. https://www.zobodat.at/pdf/Oesterreichs-Fischerei_66_0152-0156.pdf. Zugegriffen am 12.11.2021

Habbe B (2018) Reusenausstiegsmöglichkeiten für Fischotter. Posterpräsentation, Aktion Fischotterschutz e.V., 18.10.2018. https://aktion-fischotterschutz.de/fileadmin/user_upload/aktion_fischotterschutz/desktop/hauptnavigation/Unsere_Projekte/Tierforschung/Tagungen/2018_-_Tagung/Reusenausstiegsmoeglichkeiten_fuer_Fischotter.pdf. Zugegriffen am 18.11.2021

Habitat Directive Report 2017-2018 Composite report on derogations, Habitats Directive (92/43/EEC) Article 16

Harrington A, Harringon L, Macdonald D (2013) Acoustic deterrents for otter management at stillwater fisheries: preliminary investigation. Report. Environment Agency, Horzon hause, Bristol

Haydn A (2021) Otters in Bavaria. A fisheries point of view. Posterpräsentation, Landesfischereiverband Bayern, OSG

Henle K, Kranz A, Klenke R, Ring I (2013) Meeting the challenge of human-wildlife conflict reconciliation. In: Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin, S 1–3

Heurich M (Hrsg) (2019) Wolf, Luchs und Bär in der Kulturlandschaft. Konflikte, Chancen, Lösungen im Umgang mit großen Beutegreifern. Eugen UlmerKG, Stuttgart

Iossa G, Soulsbury CD, Harris S (2007) Mammal trapping: a review of animal welfare standards of killing and restraining traps. Anim Welf 16:335–352

IUCN SSC HWCTF (2020) What is human-wildlife conflict? Briefing Paper by the IUCN SSC Human-Wildlife Conflict Task Force. www.hwctf.org

Jefferies DJ (1993) Otter mortalities due to commercial fishing 1975-1992. In: Morris PA (Hrsg) Proceedings of the National Otter Conference Cambridge September 1992. The Mammal Society, Bristol, S 25–29

Jefferies DJ, Green J, Green R (1984) Commercial fish traps and crustacean traps: serious cause of otter Lutra lutra (L.) mortality in Britain and Europe. The Vincent Wildlife Trust, London

Jurajda P, Roche K (1998) Effects of ponds management on otter (Lutra lutra) food sources in waters adjacent to ponds. In: Gossow H, Kranz A (Hrsg) Otters and Fish Farms. Proceedings Intern. Workshop 1996, Austria. BOKU-Reports on wildlife research & game management, S 89–94

Klenke R, Gruber B, Schwerdtner K, Vallentin A (2005) Influence of landscape structure in Upper Lusatioa (Saxony, Germany) on damage in fish ponds cused by otters. In: Proceedings 5th european vertebrate pest managment conference 5–8 Sep 2005, S 5–8

Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) (2013a) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin

Klenke R, Ring I, Schwerdtner Manez K, Habighorst R, Weiss V, Wittmer H, Gruber B, Lampa S, Henle K (2013b) Otters in Saxony: a story of successful conflict resolution. In: Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin, S 107–139

Kloskowski J (2011) Human-wildlife conflicts at pond fisheries in eastern Poland: perceptions and management of wildlife damage. Eur J Wildl Res 57(2):295–304

Kortan D, Adámek Z, Poláková S (2007) Winter predation by otter, Lutra lutra on carp pond systems in South Bohemia (Czech Republic). Folia Zool 56(4):416–428

Kranz A (2000) Otters (Lutra lutra) increasing in Central Europe: from the threat of extinction to locally perceived overpopulation? Mammalia 64:357–368

Kranz A (2013) Ecological mitigation. Modul 7. In: Klenke R et al (Hrsg) Human-Wildlife Conflicts in Europe. Fischeries and Fish-eating Vertebrates as a Model Case. Springer, Berlin, S 281–291

Kranz A (2017) Evaluierung der Zaunförderung zum Schutz von Teichen gegen den Fischotter in der Steiermark. Ergebnisse einer 2017 durchgeführten Umfrage unter den Fördernehmern. Naturschutzbund Österreich. https://naturschutzbund.at/newsreader-1412/items/evaluierung-der-zaunforderung-zum-schutz-von-teichen-gegen-den-fischotter-in-der-steiermark.html. Zugegriffen am 14.11.2021

Kranz A (2018) Fischottermanagement im Burgenland. Endbericht des Fischotterombudsmannes für die Jahre 2016 und 2017. Projekt im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Abt 4, Hauptreferat für Natur-, Klima- und Umweltschutz. Im Auftrag des Naturschutzbundes Burgenland

Kranz A, Knollseisen M (1998) How many otters live here? A discussion about counting otters. In: Gossow H, Kranz A (Hrsg) Otters and Fish Farms. Proceedings Intern. Workshop 1996, Austria. BOKU-Reports on wildlife research & game management, S 120–125

Kranz A, Poledník L (2020) Recolonization of the Austrian Alps by otters: conflicts and management. J Mt Ecol 13:31–40

Kranz A, Polednik P (2018) Das Nahrungsspektrum des Fischotters im Europaschutzgebiet Grenzmur und sein Einfluss auf geschützte Arten. Endbericht für den Naturschutzbund Steiermark

Kranz A, Ratschan C (2017) Zu Auswirkungen des Fischotters auf Fischbestände in Fließgewässern Oberösterreichs. Analysen und gutachterliche Einschätzungen sowie Managementvorschläge. Bericht im Rahmen des ELER Projektes „Basisdaten Fischotter Oberösterreich". Im Auftrag des Amtes der Oö.Landesregierung, Direktion für Landesplanung, wirtschaftliche und ländliche Entwicklung, Abteilung Land- und Forstwirtschaft

Kranz A, Rechberger A (2021) Zur Nahrungsökologie des Fischotters im Hinblick auf gefährdete Fische am Beispiel von Gamlitz- und Schwarzaubach in der Steiermark. Endbericht für den Naturschutzbund Steiermark

Kranz A, Poledník L, Mateos-Gonzalez F (2019) Zum Einfluss des Fischotters auf die Bachforelle in der Forellenregion: Fallbeispiel Görtschitz in Kärnten. Endbericht im Auftrag der Abteilung 10-Land- und Forstwirtschaft, Unterabteilung Agrarrecht des Amtes der Kärntner Landesregierung.

Krüger HH (1993) Versuch der Rekonstruktion des Fang- und Tötungsvorganges bei Steinmardern nach Kadaveruntersuchungen. Z Jagdwiss 39:131–135

Krüger HH (2015) Die Rückkehr des Fischotters. Eine Erfolgsgeschichte des Otterschutzes. Natur und Wissen, Mitteil. Naturwissen. Verein Hamburg 11(12):18–19

Kruuk H (2006) Otters. ecology, behaviour and conservation. Oxford University Press, Oxford

Kruuk H (2014) Otters and eels: long-term observations on declines in Scotland. IUCN/SCC Otter Specialist Group Bulletin 31(1):3–11

Kruuk H, Carss DN (1996) Costs and benefits of fishing by a semi-aquatic carnivore, the otter Lutra lutra. In: Greenstreet S, Tasker M (Hrsg) Aquatic predators and their prey. Blackwell Scientific Publication, Oxford, S 10–17

Kucerova M (1998) Diet and damages by otters *Lutra lutra* on a series of private ponds in southern Bohemia. In: Gossow H, Kranz A (Hrsg) Otters and Fish Farms. Proceedings Intern. Workshop 1996, Austria. BOKU-Reports on wildlife research & game management, S 83–88

Lanszki J, Szeles LG, Yoxon G (2009) Diet composition of otters (Lutra lutra) living on small watercourses in southwestern hungary. Acta Zool Acad Sci Hung 55(3):293–306

LCCM (Landelijke Coördinatiecommissie Muskusrattenbestrijding) (2011) Bijvangsten muskusrattenbestrijding, Trends, oorzaken en maatregelen. Definitief rapport 9W2767, Groningen. https://muskusrattenbestrijding.nl/wp-content/uploads/2016/10/Bijvangsten-muskusrattenbestrijding-2011.pdf. Zugegriffen am 14.11.2021

LFULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (Hrsg) (1996) Artenschutzprogramm Fischotter in Sachsen-Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Radebeul

LWF (Bayrische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft) (Hrsg) (2013) Fischottermanagementplan Bayern. Bayrisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. ttps://www.lwf.bayern.de/mam/cms04/service/dateien/fischottermanagementplan_bayern_bf.pdf. Zugegriffen am 14.04.2021

Madsen AB (1991) Otter (Lutra lutra) mortalities in fisch traps and experiences with using stop-grids in Denmark. In: Reuther C, Röchert R (Hrsg) Proceedings of the Vth International Otter Colloquium. Habitat 6, Hankensbüttel, S 237–241
Marques C, Rosalino LM, Santos-Reis M (2007) Otter Predation in a trout fish farm of central-east portugal: preference for „Fast-food"? River Res Appl 23:1147–1153
Massow F, Wunderlich S (2021) Übersicht zu den gesetzlichen Regelungen zur Fangjagd in den Bundesländern. Stand 21.5.2021, Deutscher Jagdverband DJV, Berlin. https://www.jagdverband.de/sites/default/files/2021-05/2021-05_DJV_Fallenjagd_Laenderuebersicht.pdf. Zugegriffen am 22.11.2021
Möckel S, Köck W (2015) Naturschutz- und Jagdrecht nach der Föderalismusreform: Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3513861000) des Bundesamtes für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 143, Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn
Moll GCM (1990) European Otters and preventive measures in Fish-Fykes (on the Matter of the Proper Mesh-Width for Stop-Grids). IUCN Otter Spec Group Bull 5:1984–1987
Montag J (2003) Compensation and predator conservation: limitations of compensation. Carnivore Damage Prev New 6:2–6
Moreira-Arce D, Ugarte CS, Zorondo-Rodríguez F, Simonetti JA (2018) Management tools to reduce carnivore-livestock conflicts: curren gap and future challenges. Rangel Ecol Manag 71(3):389–394
Müller R, Schmalz M (2021) Erste Ergebnisse einer Nahrungsanalyse des Fischotters *Lutra lutra* in Ostthüringen. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 57(1):26–33
Mysiak J, Schwerdtner K, Ring I (2013) Comparative Analysis of the conflicts between carp pond farming and the protection of otters (Lutra lutra) in Upper Susatia and South Bohemia. In: Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin, S 141–164
Pacovska M (2007) Secondary damage on fish caused by otter. In: Hάjkovά P, Ruzickovά O (Hrsg) Book of abstracts, 25Th Mustelid Colloq. Trebon, Czech Rebublic, 4–7 October 2007
Pagacz S, Witczuk J (2010) Intensive Exploitation of Amphibians by Eurasian Otter (*Lutra lutra*) in the Wołosaty Stream, Southeastern Poland. Ann Zool Fenn 47(6):403–410
Poledník L (2005) Otters (Lutra lutra L.) and fishponds in the Czech Republic: interactions and consequences. Dissertation, Palacky University Olomouc
Poledník L, Řehulka J, Kranz A, Poledníková K, Hlaváč V, Kazihnitková H (2008) Physiological responses of over-wintering common carp (Cyprinus carpio) to disturbance by Eurasian otter (Lutra lutra). Fish Physiol Biochem 34(3):223–234
Poledníková K, Kranz A, Polednik L, Mysiak J (2013) Otters causing conflicts. In: Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin, S 81–106
Ratschan C (2020) Verletzungen von Huchen (Hucha hucho) durch Fischotter (Lutra lutra) – ein Zielkonflikt beim Schutz zweier FFH-Arten? Österreichs Fischerei 73:13–26
Rauschmayer F (2013) Designing participatory decision strategies. Module 10. In: Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin, S 315–322
Ravenelle J, Nyhus PJ (2017) Global patterns and trends in human–wildlife conflict compensation. Conserv Biol 31(6):1247–1256
Reckendorf A, Siebert U (2017) Untersuchung verschiedener Ausstiegsmöglichkeiten für Fischotter (Lutra lutra) aus Fischreusen. Abschlussbericht im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Abteilung Fischerei und des Verbandes der Binnenfischer und Teichwirte Schleswig-Holsteins
Reuther C (1991) Otters in captivity – A review with special reference to *Lutra lutra*. Proc. V. Intern. Otter Colloquium, Hankensbüttel 1989, HABITAT 6:269–307
Reuther C (1993) Lutra lutra – Fischotter. In: Stubbe M, Krapp F (Hrsg) Raubsäuger – Carnivora (Fissipedia) Teil II: Mustelidae 2, Viveridae, Herpestidae, Felidae Bd 5. Aula, S 907–961
Reuther C (2002) Otters and Fyke nets – some aspects which need further attention. IUCN Otter Spec Group Bull 19(1):1–11

Reuther C, Dolch D, Drews A, Ehlers M, Heidemann G, Klaus S, Mau H, Sellheim P, Teubner J, Teubner J, Wölfl L (2002) Fischotterschutz in Deutschland – Grundlagen für einen nationalen Artenschutzplan. Habitat 14:1–159

Ring I, Schwerdtner Manez K, Santos R (2013) Development of policy instruments. Module 9. In: Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin, S 305–314

Rohner S, Reckendorf A, Siebert U (2021) Field-testing of otter-safe fykes in Northern Germany Cost-benefit analysis. Posterpräsentation, IUCN OSG Meeting Februar 2021

Roy A, Schmalz M, Metz M, Schulz S (2022) Fischotter und Teichwirtschaft in Deutschland. Eine Orientierungshilfe zur Vermeidung und Reduktion von Konflikten. Deutsche Umwelthilfe e.V. (Hrsg), Berlin

Ruiz-Olmo J, Casadesus F (1998) Effect of the otter on sport fishing in the Pyrenean mountains (NE Spain). In: Gossow H, Kranz A (Hrsg) Otters and fish farms. Proceedings Intern. Workshop 1996, Austria. BOKU-Reports on wildlife research & game management, S 35–36

Ruiz-Olmo J, Jiménez J (2008) Diet diversity and breeding of top predators are determined by habitat stability and structure: a case study with the Eurasian otter (Lutra lutra L.). Eur J Wildl Res 55(2):133

Ruiz-Olmo J, López-Martín JM, Palazón S (2001) The influence of fish abundance on the otter (Lutra lutra) populations in Iberian Mediterranean habitats. J Zool 254(3):325–336

Ruiz-Olmo J, Margalida A, Batet A (2005) Use of small rich patches by Eurasian otter (Lutra lutra L.) females and cubs during the pre-dispersal period. J Zool 265(4):339–346

Ruiz-Olmo J, Batet A, Manas F, Martínez-Vidal R (2011) Factors affecting otter (Lutra lutra) abundance and breeding success in freshwater habitats of the northeastern Iberian Peninsula. Eur J Wildl Res 57(4):827–842

Sales-Luís T, Freitas D, Santos-Reis M (2009) Key landscape factors for Eurasian otter Lutra lutra visiting rates and fish loss in estuarine fish farms. Eur J Wildl Res 55(4):345–355

Santos R, Anunes P, Ring I (2013) Regional economics and policy analysis. Module 5. In: Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin, S 261–270

Santos-Reis M, Santos R, Antunes P, Sales-Luis T, Gomes J, Freitas D, Madruga L (2013) Reconciliation of the conflict between otters and fisch farmers: lessons learned from Sado Estuary in Portugal. In: Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin, S 49–80

Scheide D (2013) Die Nutria in Deutschland. Diplomica, Hamburg

Schmalz DM (2020) Einflüsse verschiedener Faktoren auf die Fischfauna der Fließgewässer in Thüringen zwischen 2005 und 2018. Projektbericht „Fischotterschutz in Thüringen", Deutsche Umwelthilfe e.V. https://www.duh.de/fileadmin/user_upload/download/Projektinformation/Naturschutz/Fischotter/Einfl%C3%BCsse_verschiedener_Faktoren_auf_die_Fischfauna_der_Flie%C3%9Fgew%C3%A4sser_in_Th%C3%BCringen_zwischen_2005_und_2018.pdf. Zugegriffen am 14.11.2021

Schoof N, Reif A, Liuck R, Jedicke E, Kämmer G, Metzner J (2021) Der Wolf in Deutschland. Herausforderungen für weidebasierte Tierhaltungen und den praktischen Naturschutz. Naturschutz Landschaftsplan 53(1):10–19

Schwerdtner K, Gruber B (2007) A conceptual framework for damage compensation schemes. Biol Conserv 134(3):354–360

Sellheim P, Schulze A (2020) Leitfaden Artenschutz – Gewässerunterhaltung. Eine Arbeitshilfe zur Berücksichtigung artenschutzrechtlicher Belange bei Maßnahmen der Gewässerunterhaltung in Niedersachsen, 2. akt. Fassung März 2020. Inform.d. Naturschutz Niedersachsen 39 (1), Hannover

Similä J, Varjopuro R, Habighorst R, Ring I (2013) Legal and institutional framework. Module 4. In: Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin, S 251–260

Sommer R, Griesau A, Ansorge H, Priemer J (2005) Daten zur Populationsökologie des Fischotters Lutra lutra (Linnaeus, 1758) in Mecklenburg-Vorpommern. Beitr Jagd Wildforsch 30:253–271

Teubner J, Teubner J, Dolch D (1998) Vorstellungen zur Entwicklung eines Fischreusentyps für den Fischotterschutz. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 7:102

Teubner J, Teubner J, Dolch D (2001) Haupttodesursachen des Fischotters Lutra lutra (L., 1758) im Land Brandenburg in der Zeit von 1990 bis 1999. In: Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg (Hrsg) Proceedings 19. Mustelid Colloquium 14–17 Sept. 2000 in Aulendorf. Aulendorf, S 30–32

Toman A (1998) Otter (Lutra lutra) damage compensation in the Czech Republic. In: Gossow H, Kranz A (Hrsg) Otters and Fish Farms. Proceedings Intern. Workshop 1996, Austria. BOKU-Reports on wildlife research & game management, S 118–119

Vaclavikova M, Vaclavik T, Kostkan V (2011) Otters vs. fishermen: Stakeholders' perceptions of otter predation and damage compensation in the Czech Republic. J Nat Conserv 19(2):95–102

Weber A, Braumann F (2008) Effizienz von Brücken und Kleintierdurchlässen als Migrationshilfen für Säugetiere. Hinweise zur Planung artenschutzkonformer Querungsbauwerke. Naturschutz Landschaftsplan 9(2008):280–287

Weber A, Trost M (2015) Die Säugetierarten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie im Land Sachsen-Anhalt. Fischotter (Lutra lutra L. 1758). Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Heft 1/2015, Halle

Weinberger I, Baumgartner HJ (2018) Der Fischotter. Ein heimlicher Jäger kehrt zurück. Haupt, Bern

Weinberger IC, Muff S, de Jongh A, Kranz A, Bontadina F (2016) Flexible habitat selection paves the way for a recovery of otter populations in the European Alps. Biol Conserv 199:88–95

Weinberger IC, Muff S, Kranz A, Bontadina F (2019) Riparian vegetation provides crucial shelter for resting otters in a human-dominated landscape. Mamm Biol 98:179–187

Westerkamp A (2012) Praxishandbuch Fangjagd. Kosmos, Stuttgart

Wilson DCK (2013) Stakeholder analysis. Module 6. In: Klenke R, Ring I, Kranz A, Jepsen N, Rauschmeyer F, Henle K (Hrsg) Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin, S 271–280

Yoxon P, Yoxon B (2019) Eurasian Otter (Lutra lutra): a review of the current world status. Otter J Int Otter Surviv Fund 5:53–73

Windkraft und Fledermausschutz im Wald – eine kritische Betrachtung der Planungs- und Zulassungspraxis

7

Michael Veith, Cosima Lindemann, Andreas Kiefer und Martin Koch

Inhaltsverzeichnis

7.1 Einleitung

Der Klimawandel stellt die Gesellschaft des 21. Jahrhunderts vor große Herausforderungen. Die Geschwindigkeit, mit der auf die Veränderungen des Klimas reagiert werden muss, ist beispiellos (IPCC 2021). Zur Verringerung des Kohlenstoffdioxid-Ausstoßes muss insbesondere die Energieerzeugung aus fossilen Energieträgern zugunsten erneuerbarer Energien verringert werden. Eine tragende Säule der Energiewende der Bundesrepublik Deutschland ist die Nutzung der Windenergie an Land (BMWi 2021). Zur Erreichung der Klimaziele der Bundesrepublik Deutschland soll die an Land installierte Leistung der Windenergieanlagen (WEA) in den kommenden zehn Jahren von 54,4 GW auf 71 GW anwachsen (BMWi 2021).

M. Veith (✉) · C. Lindemann · A. Kiefer · M. Koch
Biogeographie, Universität Trier, Trier, Deutschland
E-Mail: veith@uni-trier.de; Cosima.Lindemann@NABU-RLP.de; Andreas.Kiefer@mkuem.rlp.de

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_7

Dabei werden nicht nur ältere WEA durch neuere, effizientere WEA ersetzt (Repowering), auch die Anzahl der WEA in Deutschland muss zum Erreichen der Ziele erhöht werden (BMWi 2021).

7.1.1 Fledermäuse – eine durch WEA besonders gefährdete Tiergruppe

Die Fledertiere (Ordnung Chiroptera) sind mit weltweit über 1400 Arten (darunter 1200 Arten der Fledermäuse, früher als Unterordnung Microchiroptera bezeichnet) eine sehr diverse Säugetiergruppe (Burgin et al. 2018; Wilson und Mittermeier 2019), die in der Europäischen Union (EU) einen umfassenden Schutz genießt (FFH-RL; *Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen*). Dabei sind Fledermäuse unterschiedlichen Stressoren und Gefährdungen ausgesetzt, die den Erhaltungszustand der Populationen (Conservation Status) gefährden können (Frick et al. 2019). Neben dem Habitatverlust und indirekten Gefährdungen wie der Abnahme der Nahrungsgrundlage dieser insektenfressenden Arten (Hallmann et al. 2017; Seibold et al. 2019) ist in den vergangenen zwei Dekaden der Ausbau der Windenergie als eine zusätzliche Gefährdungsursache für mehrere mitteleuropäische Fledermausarten in den Fokus der Forschung gerückt (O'Shea et al. 2016; Voigt 2020).

Besonders betroffen sind wandernde Fledermausarten, die teilweise Zugstrecken von > 2000 km zurücklegen (Voigt et al. 2015; Frick et al. 2017; Richardson et al. 2021). Verhaltensstudien legen nahe, dass wandernde Tiere Windenergieanlagen aktiv anfliegen und nicht lediglich zufällig mit diesen kollidieren (Horn et al. 2008; Jameson und Willis 2014). Zugzeit und Paarungszeit der wandernden Fledermausarten fallen im Spätsommer und Herbst (August–Oktober) zusammen. Cryan et al. (2012) stellten fest, dass die in Nordamerika am häufigsten an WEA aufgefundenen Fledermausarten (*Lasiurus cinereus, Lasiurus borealis, Lasionycteris noctivagans*) zur Zeit der Kollision paarungsbereit waren. Während bei der Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*) außerhalb bekannter Reproduktionsgebiete das Geschlechterverhältnis der Schlagopfer ausgeglichen ist, ist im Reproduktionsgebiet der Anteil weiblicher Tiere und der von Jungtieren erhöht (Kruszynski et al. 2022). Zudem werden Effekte der potenziell durch Licht oder andere Effekte an WEA gelockten Insekten (z. B. Long et al. 2011, Cryan et al. 2014, Voigt 2021; siehe jedoch auch Trusch et al. 2020) sowie des Lichts selbst (unterschiedliche Wellenlängen; z. B. Voigt et al. 2017, 2018) diskutiert.

In Deutschland wird die Anzahl der je WEA zu Schaden kommenden Fledermäuse auf 2 bis 20 Tiere (Rydell et al. 2010) bzw. 10 bis 12 Tiere (Brinkmann et al. 2011) geschätzt. Diese Schätzungen beziehen sich auf WEA, die noch ohne einen kollisionsreduzierenden Betriebsalgorithmus betrieben werden. Die Anzahl der Kollisionsverluste, die sich aus dem aktuellen Ausbaustand von etwas über 28.200 WEA an Land in Deutschland ergibt (Deutsche Windguard 2021), verteilen sich vorwiegend auf den Großen Abendsegler (*Nyctalus noctula*), die Rauhautfleder-

maus, die Zwergfledermaus (*Pipistrellus pipistrellus*), den Kleinabendsegler (*Nyctalus leisleri*) sowie die Zweifarbfledermaus (*Vespertilio murinus*) (Dürr 2021a). Da Fledermausarten außerhalb der Tropen niedrige Reproduktionsraten aufweisen (Barclay et al. 2004), müssen die durch WEA verursachten absoluten Verluste als ein populationsrelevanter Mortalitätsfaktor in Betracht gezogen werden. Die Populationsentwicklung der betroffenen Arten ist jedoch weitgehend unbekannt, insofern lassen sich die Auswirkungen solcher Individuenverluste auf die Überlebensfähigkeit der Populationen nicht abschließend bestimmen.

In Deutschland besteht ein Nord-Süd-Gefälle in der Dichte der WEA (Anzahl der WEA je Flächeneinheit) (IWES 2018). In den nördlichen Bundesländern ist der Ausbaustand im Vergleich höher und das Zubaupotenzial niedriger als in den zentralen und südlichen Bundesländern (IWES 2018). In diesen Teilen Deutschlands befinden sich Standorte mit hoher Windhöffigkeit in den Hochlagen der überwiegend bewaldeten Mittelgebirge. Somit liegen viele der wirtschaftlich interessantesten WEA-Standorte im Wald.

Der Lebensraum Wald erfüllt für Fledermäuse jedoch wichtige Funktionen. Zum einen bietet er Jagdhabitate für zahlreiche Fledermausarten, zum anderen stellen Bäume wichtige Quartierstrukturen dar, die als Tagesruheplatz, zur Aufzucht der Jungen oder zur Überwinterung aufgesucht werden. Die in Deutschland vorkommenden Fledermausarten sind, abhängig von der jeweiligen Lokalität und in unterschiedlicher Stärke, auf den Wald angewiesen.

7.2 Rechtlicher Rahmen

Die Errichtung von Windenergieanlagen (WEA) stellt nach Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) § 14 Satz 1 einen Eingriff in die Natur und Landschaft dar, da sie eine „… Veränderung der Gestalt oder Nutzung von Grundfläche …“ darstellt sowie die „… Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes oder des Landschaftsbildes …“ beeinträchtigen kann. Insbesondere im Wald stellt die Errichtung einer WEA eine Umnutzung der Grundfläche dar (Forstwirtschaft → Windenergienutzung), weshalb weitere Vorschriften des Bundeswaldgesetzes und jeweiliger Landeswaldgesetze zu berücksichtigen sind. Dies schließt z. B. die Aufforstungspflicht für im Zuge des Eingriffs notwendige Rodungen ein.

Neben den allgemeinen Grundsätzen des Natur- und Landschaftsschutzes bildet das Artenschutzrecht eine wichtige Säule des BNatSchG. Da nahezu alle in Deutschland vorkommenden Fledermausarten den Wald als Quartier- und/oder Jagdhabitat nutzen (Hurst et al. 2016), ergibt sich an dieser Stelle ein Konfliktpotenzial zwischen WEA-Planungen im Wald und den Vorschriften des Artenschutzes. Die Artenschutzgesetze (§ 44 ff) setzen die Richtlinien zum Schutz der Natur der Europäischen Union in nationales Recht um. Kern des Artenschutzes sind die sogenannten Zugriffsverbote (§ 44 Satz (1)). Sie verbieten es, Handlungen vorzunehmen (z. B. Errichten und Betreiben einer WEA), die 1.) Tiere der besonders geschützten Arten töten, 2.), die Tiere der streng geschützten Arten erheblich stören, sodass sich der Erhaltungszustand der lokalen Population verschlechtert, und 3.) Fortpflan-

zungs- und Ruhestätten der besonders geschützten Arten beschädigen oder zerstören. Welche Arten in Deutschland besonders bzw. streng geschützt sind, wird wiederum durch europäische Richtlinien bestimmt, in denen die Arten auf den entsprechenden Anhängen der Vogelschutzrichtlinie bzw. Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) aufgeführt sind. Im Anhang IV der FFH-RL sind alle europäischen Arten der Chiroptera genannt. Damit gehören alle in Deutschland vorkommenden Fledermausarten sowohl zu der Kategorie besonders geschützter Arten als auch zu den streng geschützten Arten.

Auch wenn sich das Tötungsverbot im BNatSchG auf das Individuum bezieht, regelt das Gesetz im § 44 Abs. 5 Satz 1, dass ein Tötungsverbot nicht vorliegt, wenn der Eingriff das Tötungs- und Verletzungsrisiko für Individuen nicht signifikant erhöht. Die Frage nach der Signifikanz beantwortet das Gesetz nicht, diese muss eingriffsspezifisch abgewogen werden. Das Bundesverfassungsgericht (BVerfG) hat in seinem Beschluss vom 23.10.2018 festgestellt:

> **„In grundrechtsrelevanten Bereichen darf der Gesetzgeber Verwaltung und Gerichten nicht ohne weitere Maßgaben auf Dauer Entscheidungen in einem fachwissenschaftlichen „Erkenntnisvakuum“ übertragen, sondern muss jedenfalls auf längere Sicht für eine zumindest untergesetzliche Maßstabsbildung sorgen.“ (BVerfG 2018)**

Damit wurde dem Gesetzgeber indirekt auferlegt, zumindest mit einer untergesetzlichen Maßstabsbildung Klarheit über den Signifikanzbegriff zu schaffen. Dennoch drehen sich aktuelle Debatten zur Definition des Signifikanzkriteriums überwiegend um Vögel (UMK 2020). Diese Klärung muss für Fledermäuse also zunächst noch offenbleiben, muss letztlich gemäß BVerfG aber ebenfalls erfolgen.

Das Störungsverbot bezieht sich explizit auf lokale Populationen, wobei diese Abgrenzung eine Besonderheit im deutschen Recht darstellt, da es die Formulierung der lokalen Population im Europarecht nicht gibt. Im Falle von Fledermäusen wird von der Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz (LANA 2009) beispielhaft die Wochenstubenkolonie als lokale Population abgegrenzt (zur weiteren Definition des Begriffs „lokale Population“ vgl. Abschn. 2.2). Eingriffe dürfen eine Wochenstubenkolonie also nicht in dem Maße stören, dass diese hierdurch geschädigt wird.

Das Verbot der Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten liegt des Weiteren nicht vor, wenn die ökologische Funktion der von dem Eingriff betreffenden Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt ist. Damit stehen dem Projektträger, der einen Eingriff realisieren will, Instrumente zur Verfügung, die das Eintreten von Verbotstatbeständen verhindern können. Das BNatSchG verlangt von einem Eingriff, dass negative Auswirkungen zu vermeiden sind. Können die Auswirkungen nicht vermieden werden, sind diese zu minimieren. Für die Zerstörung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten kann zunächst über CEF-Maßnahmen ein Ausgleich geschaffen werden, um die ökologische Funktion im räumlichen Zusammenhang zu erhalten. Nur wenn dies nicht gelingt, kann der Weg über die artenschutzrechtliche Ausnahme erwogen werden (Lukas 2016).

Grundsätzlich sehen die FFH-Richtlinie, sowie das deutsche Artenschutzrecht im Falle von Fledermäusen, die Möglichkeit einer artenschutzrechtlichen Ausnahme

von den Zugriffsverboten nach § 44 BNatSchG vor. Für die Nutzung der Ausnahme muss aber ein zugelassener Grund vorliegen und es müssen weitere Voraussetzungen erfüllt sein. So ist das überwiegende öffentliche Interesse, auch wirtschaftlicher Art, ein zugelassener Ausnahmegrund, der letztlich auch auf den Bau von WEA anwendbar ist. Dieser Ausnahmegrund in § 45 Abs. 7 BNatSchG ist der FFH-Richtlinie entnommen. Demnach gilt er (europarechtskonform) für Fledermäuse, da deren Schutz in der FFH-Richtlinie geregelt ist. Mit Blick auf Vögel ist die Anwendung des Ausnahmegrunds „öffentliches Interesse (auch wirtschaftlicher Art)" allerdings nicht europarechtskonform anwendbar, da es eine entsprechende Regelung in der Vogelschutzrichtlinie nicht gibt (Wagner 2021).

Weitere Voraussetzungen für die Anwendung der Ausnahme sind in jedem Einzelfall die Alternativlosigkeit und die Gewährleistung, dass sich der Zustand der Populationen nicht verschlechtert und auch die Erreichung des guten Erhaltungszustands nicht gefährdet wird. Die Beweislast liegt hier beim Eingreifenden. Die Alternativlosigkeit muss im immissionsrechtlichen Verfahren dargelegt werden; hierbei geht es nicht darum, dass jedwede Alternative ausgeschlossen sein muss, es muss aber hinreichend dargelegt werden, dass keine zumutbaren Alternativen vorhanden sind. Im Falle von WEA scheint die Nutzung der Ausnahme also zwingend an eine restriktive Flächenplanung (z. B. Regionalplanung mit 2 %-Vorrangfläche und Ausschlusswirkung für den Rest) gekoppelt zu sein. In jeden Fall muss der Antragsteller darlegen, dass keine zumutbaren Alternativflächen mit geringerem Konfliktpotenzial zur Verfügung stehen.

Das Naturschutzrecht lässt offen, auf welche Population sich die Ausnahme bezieht. Da die Debatte um die Abgrenzung von Populationen nicht abschließend geklärt ist, muss dies hier offenbleiben; es wird aber an anderer Stelle diskutiert (Lindemann et al. o. J.). Einen Hinweis kann aber der Erhaltungszustand gemäß der FFH-Richtlinie geben. Urteile zum Wolf zeigen, dass im Rahmen der Rechtsprechung regelmäßig auf diesen abgezielt wird.

Da der Erhaltungszustand vieler in Deutschland vorkommender Fledermausarten als ungünstig beurteilt werden muss (BfN 2020) und die Bestandstrends häufig stagnierend oder sogar abnehmend sind, ist es fraglich, ob eine Ausnahmegenehmigung vom individuenbezogenen Tötungsverbot für viele Arten anwendbar sein kann. Dazu kommt die Problematik, dass Fledermauspopulationen, insbesondere von wandernden Arten, nicht abgrenzbar sind und so die Bewertung der Auswirkungen einer Ausnahme nicht vorgenommen werden kann (Lindemann et al. o. J.).

7.3 Ablauf und Durchführung eines Planungs- und Zulassungsverfahrens

Vor dem voranstehend skizzierten normativen Hintergrund muss die spezielle artenschutzrechtliche Prüfung (saP), die Teil des immissionsschutzrechtlichen Genehmigungsverfahrens bei der Planung von WEA ist, klären, welche Bestimmungen im Einzelfall zu berücksichtigen sind, und verschiedene Prüffragen abarbeiten

(Trautner 2020). Zunächst muss die Frage beantwortet werden, ob der Eingriff Beeinträchtigungen hervorrufen kann, die in der Lage sind, einen Verbotstatbestand zu erfüllen:

- Wenn ja, ist zu bestimmen, welche Arten betroffen sein könnten.
- Bezogen auf diese Arten muss beantwortet werden, ob die Beeinträchtigung entscheidungserheblich sein könnte.
- Ist eine Beeinträchtigung möglicherweise entscheidungserheblich, muss diese, nach der Kaskade „Vermeiden-Mindern-Ausgleichen" so stark reduziert werden, dass sie nicht mehr verbotsrelevant ist.
- Erst wenn auch dies nicht möglich ist, muss beantwortet werden, ob eine Ausnahme von den einschlägigen Vorschriften möglich ist.

Da die saP Teil der Antragsunterlagen ist, die ein:e Projektierer:in der Genehmigungsbehörde vorlegen muss, hat diese:r die Freiheit, selbst den/die Gutachter zu bestimmen. Diese:r wird wiederum vom Projektierenden direkt bezahlt.

Um den Sachverhalt einzelfallbezogen zu klären, muss der/die Gutachter:in gegebenenfalls Untersuchungen durchführen und zunächst das etwaige Vorkommen von relevanten Arten erheben. Dazu stellen die Bundesländer Arbeitshilfen (aus Gründen der Praktikabilität reduzieren wir hier die unterschiedlichen Benennungen auf diesen einen Begriff) zur Verfügung, die ein Prüfschema mit Erfassungsmethoden und -zeiträumen vorgeben (Hurst et al. 2015). Das Ergebnis dieser Erfassungen bildet die Grundlage für die Bewertung artenschutzrelevanter Beeinträchtigungen des Eingriffs.

7.4 Ziele dieses Beitrags

Der erwartete Erfolg des gesetzlich vorgegebenen Ablaufs des Zulassungsverfahrens gründet auf der Prämisse, dass sämtliche, im Wesentlichen konsekutiven Teilaspekte des Verfahrens nach dem jeweils aktuellen Stand des Wissens und der Technik in eine ergebnisoffene und objektive Eingriffsbewertung münden. Durch dieses Vorsorgeprinzip soll den durch gesetzliche Vorgaben definierten Belangen des Natur- und Artenschutzes Rechnung getragen werden, unter gleichzeitiger Wahrung der Planungssicherheit für Projektierer.

Im vorliegenden Beitrag beleuchten wir den Planungs- und Bewertungsprozess in Bezug auf die Errichtung von WEA im Wald und ihre potenziellen Auswirkungen auf Fledermäuse. Dieser Prozess, der durch den im Rahmen der saP zu erstellenden Fachbeitrag zu Fledermäusen dokumentiert wird, versucht i. d. R. aus vor dem Bau und der Inbetriebnahme der jeweiligen WEA erhobenen Daten die Beeinträchtigung lokaler Fledermauspopulationen nach Bau und Inbetriebnahme abzuschätzen. Inwieweit jedoch die Fledermausaktivitäten an der jeweiligen Anlage noch den vorher gemessenen Aktivitäten entsprechen, bleibt offen. Daher besteht für die genehmigende Behörde die Option, ein nach dem Bau und der Inbetriebnahme durchzuführendes Monitoring zu verlangen, das ein Nachsteuern bei den i. d. R. empfohlenen

Maßnahmen zur Verminderung oder gar Vermeidung von Schäden an Fledermäusen und ihren Populationen ermöglicht.

In diesem Beitrag hinterfragen wir die Schritte des Prozesses der Eingriffsplanung bei der Planung von WEA im Wald im Hinblick auf Fledermäuse – von der Untersuchungsplanung bis hin zur Konfliktbewertung und -vermeidung (siehe auch Hurst et al. 2020). Wir beleuchten die Möglichkeiten und Grenzen der verwendeten Methoden, sowohl im Hinblick auf die anvisierte Bewertung als auch den Bewertungsprozess selbst. Kompensatorische Maßnahmen, die der Konfliktminderung und damit der Genehmigungsfähigkeit eines Eingriffes dienen, werden ebenso betrachtet wie länderspezifische Arbeitshilfen, welche zum Ziel haben, den gesamten Bearbeitungsprozess zu standardisieren und damit – im Idealfall – zu objektivieren. Wir berufen uns im Wesentlichen auf publizierte Quellen, um dem Ziel einer „evidenzbasierten" Betrachtung zu entsprechen. Gleichwohl beziehen wir uns in einigen wenigen Fällen auch auf noch nicht publizierte Erkenntnisse, die wir selbst im Zuge aktueller Forschungsprojekte erbracht haben, die im Rahmen von nicht publizierten universitären Abschlussarbeiten erarbeitet wurden oder die in Form von in Fachjournalen eingereichten, aber zum Zeitpunkt der Veröffentlichung dieses Beitrags noch nicht final akzeptierten Beiträgen präsentiert werden. Hiermit stellen wir eine größtmögliche Transparenz bei der Bewertung des gesamten Planungsverfahrens her. Abschließend unterbreiten wir Vorschläge, wie der Planungsprozess für WEA im Wald in Bezug auf Fledermäuse optimiert werden kann.

7.5 Planung der Untersuchung

7.5.1 Der Relevanzcheck – welche Arten sind betroffen?

In Deutschland reproduzieren aktuell 24 Fledermausarten (Meinig et al. 2020). Je nach Ökologie, Verhalten und Raumnutzung sind sie unterschiedlich vom Bau und Betrieb einer WEA im Wald betroffen. Dabei sind direkte und indirekte Beeinträchtigungen zu unterscheiden.

Fledermäuse können durch Kollision mit einem Rotor oder ohne direkten Kontakt durch ein Barotrauma getötet werden (Baerwald et al. 2008). Die unmittelbare Tötung betrifft vor allem hochfliegende Arten, insbesondere während der Migrationsphase (Dürr 2021a, b, Lehnert et al. 2014). 60 % der in Deutschland registrierten Schlagopfer verteilen sich auf lediglich zwei Arten: den Großen Abendsegler (32,0 %) und die Rauhautfledermaus (28,5 %). Andere im freien Luftraum jagende Arten wie der Kleinabendsegler und die Zweifarbfledermaus machen 5,0 % bzw. 3,8 % der gefundenen Schlagopfer aus (Dürr 2021a). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Populationsgrößen der Arten weitestgehend unbekannt sind und sich der Anteil verunglückter Tiere proportional zur Populationsgröße verhalten könnte (Lindemann et al. 2018). Die mit Abstand häufigste Fledermausart Deutschlands ist die Zwergfledermaus (Meinig et al. 2020). Ihr Anteil an der Gesamtzahl aufgefundener Schlagopfer beträgt 19,4 % (Dürr 2021a). Damit wird der größte Teil der Schlagopfer von Arten gestellt, die wenig strukturgebunden und vegetationsnah

im freien Luftraum Insekten jagen (Dietz und Kiefer 2020). Hierbei ist zu beachten, dass es sich bei den meisten veröffentlichten Schlagopfern um Zufallsfunde handelt. Die bundesweite Schlagopferkartei (Dürr 2021a) ist auf die Meldung von Schlagopfern angewiesen. Da jedoch Schlagopfersuchen bundesweit sehr unterschiedlich gehandhabt werden und zudem die Arbeitshilfen dies äußerst unterschiedlich handhaben bzw. einige die Schlagopfersuche gar ablehnen (Tab. 7.1), könnten auch regionale Unterschiede bei den Nachsuchen und der Meldung zum Tragen kommen.

Insbesondere im Wald kann sich zudem eine indirekte Beeinträchtigung durch den Bau einer WEA ergeben. Zu den baubedingten Auswirkungen gehören die Baufeldfreimachung mit der Einrichtung des Anlagenstandortes, der Kranstellflächen sowie den Zuwegungen. Je Anlage können dabei 0,2 bis 1 ha Wald gerodet werden. Auch kurzfristige Auswirkungen wie das Ausleuchten von Baustellen und Kollision mit Baustellenverkehr zählen zu den baubedingten Effekten.

Zwar machen Baumquartier-bewohnende Fledermausarten aus den Gattungen *Myotis*, *Barbastella* und *Plecotus* nur einen kleinen Teil der aufgefundenen Schlagopfer aus, aber sämtliche europäische Arten dieser Gattungen (Ausnahme: Nymphenfledermaus, *Myotis alcathoe*; diese Art wird erst seit 2001 als eigenständig anerkannt (Helversen et al. 2001) und ist anhand äußerlicher Merkmale nur schwer von der Kleinen Bartfledermaus, *Myotis mystacinus*, zu unterscheiden) konnten bereits als Schlagopfer gefunden werden (Dürr 2021b). Bei diesen Arten stellt der Verlust von Habitatstrukturen wie Baumquartieren und waldtypischen Teilhabitaten (Kleingewässer, Altholzinseln etc.) in der Planung zu berücksichtigende Beeinträchtigungen dar. Der Verlust von strukturgebenden Landschaftselementen und geeigneten Nahrungshabitaten betrifft prinzipiell sämtliche Fledermausarten, die den Wald im Jahresverlauf frequentieren. Dabei können nicht-wandernde Arten, die während der gesamten Fledermaussaison den Raum nutzen, durch den Verlust von Nahrungshabitaten und die Fragmentierung der Landschaft besonders betroffen sein (Barré et al. 2018).

7.5.2 Flächenabgrenzung und Verwendung des Populationsbegriffs

In der Eingriffsplanung stellt sich darüber hinaus die Flächenabgrenzung des Untersuchungsraumes im Falle von Fledermäusen als schwierig dar. Während das Tötungsverbot einen eindeutigen Individuenbezug hat, werden das Störungsverbot populationsbezogen und das Verbot der Zerstörung von Nist- und Ruhestätten objektbezogen angewandt. Im letzteren Fall kommt das Verbot nicht zum Tragen, wenn die ökologische Funktion im Umkreis erhalten bleibt (Lukas 2016).

Bezugsgröße für die lokale Population ist laut LANA (2009) und Bundesamt für Naturschutz (BfN; https://ffh-anhang4.bfn.de/arten-anhang-iv-ffh-richtlinie/saeugetiere-fledermaeuse.html; zuletzt aufgerufen am 24.01.2022) im Sommer die Wochenstubenkolonie, da diese bei Fledermäusen i. d. R. klar abgrenzbar ist. Untersuchungen müssen also so konzipiert sein, dass sie den Lebensraum aller betroffenen

Tab. 7.1 Derzeit gültige Arbeitshilfen zur Berücksichtigung von Fledermäusen bei der Windkraftplanung (Stand: Januar 2022). In einzelnen Bundesländern ergänzen sich mehrere Dokumente zur gesamten Arbeitshilfe: Brandenburg (MUGV 2014; MLUL 2010); Baden-Württemberg (LUBW 2014); Bayern (Bayerisches Staatsministerium 2016; LfU BY 2017a, b, c); Hessen (HMUKLV/HMWEVW 2020); Mecklenburg-Vorpommern (LUNG 2010, 2016); Niedersachsen (NMUEK 2016); Nordrhein-Westfalen (MULNV und LANUV 2017; MKULNV 2013, 2017); Rheinland-Pfalz (VSW HE, RP und SL, LUWG 2012; LfU RLP 2018); Saarland (VSW HE, RP und SL, LUWG 2012); Sachsen-Anhalt (MULE 2018); Schleswig-Holstein (LANU 2008; MELUR und LLUR 2016, 2017); Thüringen (TLUG 2015). Dargestellt sind die in den jeweiligen Arbeitshilfen empfohlenen Erfassungsmethoden, die zu beachtenden Aktivitätszeiten und -räume sowie die zur Eingriffsminderung vorgeschlagenen Maßnahmen. ✓ = empfohlen; (✓) = eingeschränkt empfohlen; ✗ = nicht empfohlen, k.A. = keine Angaben

Bundesland	Aktuelle Versionen	Erfassungsmethoden vor erteilter Genehmigung							
		Lebensraum		Bioakustik			Netzfänge	Radiotelemetrie	
		Baumhöhlen-potential	Quartier-bäume	Transekte	Horchboxen Boden	Horchboxen Höhe		Quartier-suche	Raum-nutzung
Brandenburg (BB)	2010/14	k.A.	✓	✓	k.A.	✓	k.A.	k.A.	k.A.
Baden-Württemberg (BW)	2014	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	(✓)[1]
Bayern (BY)	2016/17	✓	k.A.	✓	✓	✓	✓	k.A.	k.A.
Hessen (HE)	2020	✓	✓	✓	✓	(✓)[2]	✓	(✓)[3]	(✓)[3]
Mecklenburg-Vorpommern (MV) [4]	2010/16	✓	✓	✓	✓	(✓)[2]	k.A.	k.A.	k.A.
Niedersachsen (NI) [4]	2016	k.A.	✓	✓	✓	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Nordrhein-Westfalen (NW)	2013/17	✓	(✓)[1]	✓	✓	✓	(✓)[1]	(✓)[1]	k.A.
Rheinland-Pfalz (RP)	2012/18	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Saarland (SL)	2013	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Sachsen-Anhalt (ST) [5]	2018	✓	k.A.	✓	✓	(✓)	✓	(✓)	k.A.
Schleswig-Holstein (SH) [5]	2008/16/17	✓	k.A.	✓	✓	✓	k.A.	k.A.	k.A.
Thüringen (TH)	2015	✓	✓	✓	✓	(✓)[2]	✓	✓	(✓)

(Fortsetzung)

Table 7.1 (Fortsetzung) Currently valid guidelines for the consideration of bats in w ind power planning (by January 2022). In individual federal states, several documents complement each other to form the entire guidelines: Brandenburg (MUGV 2014; MLUL 2010); Baden-Württemberg (LUBW 2014); Bavaria (Bayerisches Staatsministerium 2016; LfU BY 2017a, b, c); Hesse (HMUKLV/HMWEVW 2020); Mecklenburg-Western Pomerania (LUNG 2010, 2016); Lower Saxony (NMUEK 2016); North Rhine-Westphalia (MULNV and LANUV 2017; MKULNV 2013, 2017); Rhineland-Palatinate (VSW HE, RP and, SL, LUWG 2012; LfU RLP 2018); Saarland (VSW HE, RP and, SL, LUWG 2012); Saxony-Anhalt (MULE 2018); Schleswig-Holstein (LANU 2008; MELUR and LLUR 2016, 2017); Thuringia (TLUG 2015). The survey methods recommended in the respective working aids, the activity periods and areas to be observed, and the measures proposed to mitigate the impact are presented. ✓ = recommended; (✓) = recommended with restrictions; ✗ = not recommended, k.A. = not specified

Bundesland	Zu betrachtende Aktivitätszeiten und -räume				Maßnahmen nach erteilter Genehmigung						
					Nachuntersuchung				CEF/FCS		
	Sommer-lebens-raum	Zug-zeit	Winter-quartiere	Balz-/Schwarm-quartiere	Gondel-monitoring	Schlagopfer-suche	Temporäre Abschaltung	Schwellen-wert [6]	Nisthilfen	Sicherung Altbaum-bestände	Aufwertung von Teil-lebensräumen
Brandenburg (BB)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	(✓)[7]	$0{,}5 – 2$[8]	✓	✓	✓
Baden-Württemberg (BW)	✓	✓	✓	✓	✓	(✓)	✓	<2	k.A.	k.A.	k.A.
Bayern (BY)	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	2	(✓)[9]	✓	k.A.
Hessen (HE)	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	<2[7]	(✓)[1,10]	(✓)[1]	✓
Mecklenburg-Vorpommern (MV) [4]	✓	✓	✓	✓	✓	k.A.	✓	2[11]	k.A.	k.A.	k.A.
Niedersachsen (NI) [4]	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Nordrhein-Westfalen (NW)	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	(✓)[12]	✓	✓	✓
Rheinland-Pfalz (RP)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	<2	✓	✓	✓
Saarland (SL)	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	$1 – 2$[7]	(✓)	✓	✓
Sachsen-Anhalt (ST) [5]	✓	✓	k.A.	✓	✓	✓	✓	k.A.	k.A.	k.A.	✓
Schleswig-Holstein (SH) [5]	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Thüringen (TH)	✓	✓	✓	✓	✓	✗	✓	<1	✓	✓	✓

[1] Nur ausgewählte Arten
[2] Nur wenn ohnehin Windmessmasten aufgestellt werden
[3] Nur eingeschränkt
[4] Nur auf Offenland-Planungen ausgelegt
[5] Die Errichtung von WEA in Wäldern wird grundsätzlich ausgeschlossen
[6] Zulässige Schlagopfer je WEA und Jahr
[7] Standortspezifisch
[8] Artspezifisch
[9] Nur wenn rechtzeitig vorher
[10] Nach Runge et al. (2009)
[11] Für sehr seltene Arten <2
[12] Unvermeidbare Verluste sollen auf Einzelindividuen begrenzt werden

Wochenstubenkolonien untersuchen. Da gerade Waldarten oftmals in sogenannten Fission-Fusion-Gesellschaften leben (s. u.), bedeutet dies, dass die Lebensräume der gesamten Kolonie zu betrachten sind. Die Einbeziehung aller Quartierbäume der Kolonie ist also nötig, wie auch das BfN festhält. Dies kann mit teils großem Aufwand verbunden sein (s. u.). Auch im Falle der Quartiere muss das System aller Quartierbäume betrachtet werden, um zu prüfen, ob die ökologische Funktion im Falle des Wegfalls einzelner Bäume erhalten bleibt.

Darüber hinaus wird seitens des BfN deutlich gemacht, dass die Männchen während des Sommers ebenfalls eine lokale Population bilden. Da diese aber entgegen der Weibchen schwer abgrenzbar ist, wird die Abgrenzung über Lebensräume empfohlen. Weitere Abgrenzungen von lokalen Populationen sind Männchen und Weibchen in einem Paarungsquartier sowie überwinternde Tiere im Winterquartier (ebenfalls BfN; s. o.). Zusammenfassend kann also festgehalten werden, dass die lokale Population als die kleinstmögliche im Rahmen einer Untersuchung noch abgrenzbare funktionale Populationseinheit anzusehen ist (Lindemann et al. o. J.).

Bei Individuen auf der Wanderung fällt aufgrund der fehlenden Möglichkeiten einer Populationsabgrenzung in dieser Zeit (Lindemann et al. o. J.) die Betrachtung des Störungsverbots, z. B. etwaiger Ruhestätten, weg. Die Betrachtung konzentriert sich somit zwangsläufig auf das Tötungsverbot (Lindemann et al. o. J.). Eine Ausnahme nach § 45 BNatSchG erscheint vor diesem Hintergrund für Individuen auf der Wanderung unmöglich, da die Ausnahme stets auf die Auswirkung auf die Population Bezug nimmt, diese aber im Zuge der faunistischen Erhebungen im Planungsverfahren nicht abgrenzbar ist (Lindemann et al. o. J.).

7.5.3 Arbeitshilfen

Um die Durchführung der Fledermauserfassung im Zuge der Eingriffsplanung bei WEA zu vereinheitlichen und eine hohe Qualität der diesbezüglichen Fachbeiträge sicherzustellen, haben mittlerweile fast alle Bundesländer landesspezifische Arbeitshilfen veröffentlicht (sie fehlen lediglich in den Stadtstaaten Berlin, Bremen und Hamburg sowie im Flächenstaat Sachsen). In diesen werden Inhalte und Umfang der fledermausspezifischen Fachbeiträge festgelegt (Tab. 7.1). Eine bundesweite Arbeitshilfe, welche die fachlichen Anforderungen überregional nach den anerkannten Regeln der Technik festlegt, existiert derzeit nicht (siehe auch Hurst et al. 2015), gleichwohl finden sich gelegentlich Hinweise auf jeweils andere Arbeitshilfen. Nicht alle Arbeitshilfen sind rechtsverbindlich (Hurst et al. 2015), gleichwohl entfalten sie verwaltungsinterne Bindungswirkungen. Die Arbeitshilfen der Bundesländer (im Folgenden nur noch als „AH-" mit dem jeweiligen Länderkürzel zitiert) unterscheiden sich nicht nur hinsichtlich ihrer Aktualität (von 2008 der AH-SH bis 2020 der AH-HE). Auch bei den vorgeschlagenen Erfassungsmethoden gibt es große Unterschiede, die jedoch nur z. T. dem jeweiligen Erscheinungsdatum und damit dem zu diesem Zeitpunkt jeweils vorliegenden Stand der Technik geschuldet sein dürften. So basieren die AH-RP und AH-SL auf der

gleichen von der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland erarbeiteten Vorlage (die sich methodisch weitgehend auf Doerping-haus et al. 2005 bezieht), inhaltlich jedoch weichen sie in einer Reihe von Punkten voneinander ab. Zudem wird in zwei Bundesländern die Installation von WEA im Wald derzeit explizit ausgeschlossen (Schleswig-Holstein und Sachsen-Anhalt), insofern ist das dort empfohlene Methodenspektrum nur auf die Erfassung im Offenland ausgelegt. (Letzteres gilt auch für die Arbeitshilfen von Niedersachsen und Mecklenburg-Vorpommern, obwohl dort der Bau von WEA im Wald grundsätzlich möglich ist).

Akustisches Monitoring am Boden wird durchgängig von allen Arbeitshilfen gefordert, während eine akustische Aktivitätserfassung zumindest in Höhe der Baumkronen bereits vor der Inbetriebnahme einer WEA deutlich seltener empfohlen wird. Netzfänge zur erweiterten Erfassung des Artenspektrums sowie radiotelemetrische Quartiersuche werden ebenfalls deutlich seltener empfohlen. Explizit ausgeschlossen wird von einigen Arbeitshilfen lediglich die Schlagopfersuche (Tab. 7.1). Das Gondelmonitoring sowie temporäre Abschaltungen können als empfohlene Standardmaßnahmen zur Minimierung des Eingriffs durch WEA angesehen werden. Hierbei geben acht Arbeitshilfen konkrete Schwellenwerte vor, während vier Arbeitshilfen diese art- und/oder standortspezifisch definieren. Die Empfehlungen zu CEF-/FCS-Maßnahmen fallen sehr heterogen aus.

7.6 Umsetzung der Untersuchung

7.6.1 Effekte der Arbeitshilfen

Inwieweit Arbeitshilfen die Qualität von Fachgutachten beeinflussen, wurde bislang kaum untersucht. Kurtze (2013) setzte sich auf Basis weniger (N=13) Fachgutachten kritisch mit deren methodischer und inhaltlicher Qualität auseinander. Er stufte sie trotz des Vorliegens geeigneter Arbeitshilfen als „mehrfach unklar, unzulänglich oder lückenhaft“ ein, den Effekt der Arbeitshilfen auf diese Gutachten konnte er jedoch nicht beleuchten. Basierend auf 156 zu Windkraft und Fledermäusen erstellten Gutachten bewerteten Gebhard et al. (2016) deren Defizite in Bezug auf einen von ihnen selbst definierten „Mindeststandard“ (gewissermaßen als kleinster gemeinsamer Nenner des „Stand der Technik“ aus den zu diesem Zeitpunkt existierenden bundesdeutschen Arbeitshilfen abgeleitet). Sie wiesen auf erhebliche und statistisch signifikante Unterschiede im Gesamterfüllungsgrad der Mindeststandards zwischen den Bundesländern hin. Berücksichtigt man zudem, dass die in den Bundesländern geltenden Arbeitshilfen z. T. umfangreichere Untersuchungen fordern als der von Gebhard et al. (2016) extrahierte „Mindeststandard“, so liegen die jeweiligen Erfüllungsgrade sogar niedriger. Ebenso gab es z. T. deutliche Unterschiede in Einzelaspekten, wie z. B. der Definition des Untersuchungsrahmens, der Konfliktbewertung sowie der Betrachtung der Verbotstatbestände. Eine durchschnittliche generelle Verbesserung der Fachgutachten im Laufe der Zeit (2005–2013), die potenziell mit der vermehrten Einführung von Arbeitshilfen hätte

erklärt werden können, wiesen sie nicht nach. Allerdings konnten sie zeigen, dass Fachgutachten aus Bundesländern mit Arbeitshilfe einen geringen, aber signifikant höheren Erfüllungsgrad bezogen auf die von Gebhard et al. (2016) extrahierten Mindeststandards hinsichtlich des Gesamtergebnisses sowie der Bewertungsebene „Untersuchungsrahmen" erreichen als solche aus Bundesländern ohne Arbeitshilfe.

Die Analyse von Gebhard et al. (2016) offenbarte erstmals umfängliche Defizite bei der methodischen Durchführung von Fachgutachten zur Verminderung des Konfliktes zwischen WEAs und Fledermäusen. Nicht untersucht wurden in ihrer Arbeit jedoch die aus den jeweils erfassten Daten abgeleitete Bewertung der Schwere eines Eingriffs sowie die daraus abgeleiteten Kompensationsmaßnahmen.

7.6.2 Bewertung der Erfassungsmethoden

Allen verfügbaren Methoden ist gemeinsam, dass sie selektiv für Arten sind und sich meist nur für eingeschränkte Fragestellungen eignen (Runkel et al. 2018). Insofern empfiehlt sich stets die Anwendung unterschiedlicher Methoden (Hurst et al. 2015; Runkel et al. 2018).

7.6.2.1 Quartierbaumerfassung

Insbesondere im Wald kommt dem potenziellen Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten eine wichtige Bedeutung zu, da den Fledermäusen an Bäumen zahlreiche Strukturen als Quartiere zur Verfügung stehen (Übersicht bei Regnery et al. 2013a). Fortpflanzungsstätten können in diesem Zusammenhang sowohl Wochenstubenquartiere als auch Balzquartiere mit Paarungsgemeinschaften sein. Ebenso finden sich im Wald Zwischenquartiere, Tagesruheplätze von Männchen sowie in Baumhöhlen auch Winterschlafgemeinschaften, z. B. des Großen Abendseglers.

Eine erste Abschätzung des Quartierpotenzials eines Waldgebietes kann auch ohne direkte Untersuchung der Fledermäuse (Telemetrie, akustische Erfassung der Balzgesänge) vorgenommen werden. Indikatoren zum Vorkommen von Mikrohabitaten an Bäumen sind der Stammdurchmesser, das Vorkommen von stehendem Totholz und das Vorhandensein von Laubbaumarten (Regnery et al. 2013b). Lokal können jedoch auch Nadelbäume geeignete Quartiere für verschiedene Fledermausarten bieten (z. B. Mortimer (2006); Graf und Frede 2013; Hillen und Veith 2013; Hillen und Veith 2013).

Absolute Schwellenwerte für Stammdurchmesser erweisen sich als weniger geeignet, da z. B. Spechte als Höhlenbauer jeweils die relativ mächtigsten Bäume auswählen, um Höhlen anzulegen (Basile et al. 2020). Auch wenn nicht alle baumbewohnenden Fledermausarten Baumhöhlen bevorzugen (so nutzt z. B. die Mopsfledermaus (*Barbastella barbastellus*) gerne Spaltenquartiere unter abstehender Rinde; Hillen et al. 2010), so ist dennoch insbesondere das Angebot an Spechthöhlen für das Vorkommen von Fledermäusen im Wald von Bedeutung (Kotowska et al. 2020; Singer et al. 2021). Diese werden von Fledermäusen überwiegend unterhalb des Kronenansatzes als Quartier ausgewählt (Vonhof und Barclay 1996), daher können diese Strukturen vom Boden aus erfasst und zur Einschätzung des Quartier-

potenzials eines Baumbestandes herangezogen werden. Arten, die bevorzugt unter abstehender Rinde oder Rissen im Holz Quartier beziehen, sind besonders zu berücksichtigen. Der Umkehrschluss, dass das Fehlen von vom Boden aus sichtbaren potenziellen Quartierstrukturen das Vorkommen von Fledermausquartieren ausschließt, ist jedoch nicht zulässig. Auch augenscheinlich ungeeignete Bäume können Quartierstrukturen aufweisen. Eine Quartierbaumerfassung erlaubt daher zwar die Identifizierung von Flächen mit gesteigertem Konfliktpotenzial, sie ersetzt aber keine Fledermaus-zentrierte Erfassung.

7.6.2.2 Netzfang

Zur spezifischen Einschätzung der Bedeutung eines Waldgebietes als Lebensraum für Fledermäuse ist je nach Fragestellung der Fang der Tiere notwendig. Während die akustische Erfassung von Fledermäusen umfangreiche quantitative Daten liefert, können Fledermausfänge qualitative Daten ergänzen. In komplex strukturierten Habitaten wie dem Wald können Fledermausarten kryptisch (d. h. nicht arttypisch) rufen (Hiryua et al. 2010; Stidsholt et al. 2021) und damit eine Artbestimmung mit zusätzlichen Unsicherheiten behaften. Sehr leise rufende Arten können bei einer akustischen Erfassung unterrepräsentiert sein. Damit führt der Fang der Tiere, ergänzend zur akustischen Erfassung, meist zu einer höheren Zahl nachgewiesener Arten (MacSwiney et al. 2008) und akustisch nicht unterscheidbare Arten können sicher identifiziert werden (siehe auch Zahn et al. 2021a). Insofern sprachen die von Voigt et al. (2020) befragten Expert:innen dem Netzfang im Wald (im Gegensatz zum Offenland) eine hohe Wertigkeit zu, insbesondere zur besonders kritischen Wochenstubenzeit. Da Netzfangdaten jedoch i. d. R. keine belastbaren Aussagen über die absolute Häufigkeit von Arten liefern, ist ein abschließender Rückschluss auf eine Gefährdung von Arten nicht möglich.

Durch den Fang können das Geschlecht und der Reproduktionsstatus der in einem Gebiet vorkommenden Fledermäuse festgestellt werden (s. a. Voigt et al. 2020). Diese Daten komplettieren die Informationen, die für eine Folgenabschätzung eines Eingriffs auf die Fledermausfauna notwendig sind. Zudem ist der Fang von Fledermäusen mit Netzen zur Untersuchung ihrer Raumnutzung oder zum Auffinden von Quartieren mittels Radiotelemetrie zwingend notwendig. Nur so können i. d. R. Fledermausquartiere innerhalb oder außerhalb einer Eingriffsfläche nachgewiesen und im Rahmen der Eingriffsplanung adäquat berücksichtigt werden.

Bei Netzfängen muss berücksichtigt werden, dass sie je nach verwendetem Netzmaterial und verwendeter Netzhöhe unterschiedlich effizient sind. Fledermäuse besitzen die Fähigkeit, feine Strukturen zu orten und zu vermeiden (Vanderelst et al. 2015; Sändig et al. 2014). Feinere Fäden erhöhen daher den Fangerfolg, und die Verwendung von stärkeren Fäden kann somit zu einer systematischen Unterschätzung der Artenvielfalt an einem Standort führen (Chaves-Ramierez et al. 2022; Marques et al. 2013; siehe jedoch Ferreira et al. 2021, die zeigten, dass bei Fledermausfängen in westafrikanischen Kakaoplantagen die ultrafeinen Netze den geringsten Fangerfolg erbrachten).

Die Wahl des Standortes der Netze ist der Erfahrung des Gutachters/der Gutachterin überlassen, sie hat allerdings einen wesentlichen Einfluss auf den Fang-

erfolg; diesbezügliche Empfehlung, auch zu den Netzmaterialien, sollten in die Arbeitshilfen aufgenommen werden (s. a. auch KNE 2019). Insbesondere der Fang an Wasserflächen und Grenzflächen zwischen Biotopen im Wald können den Erfolg eines Netzfangs erhöhen (Gukasova und Vlaschenko 2011; Francis 1989; Kunz und Parsons 2009; Kingston et al. 2003). Netze werden in der Regel bodennah aufgebaut und decken eine Höhe bis zu 10 Metern ab. Zwar gibt es auch spezielle Netzkonstruktionen, die höher aufgebaut werden können (Holbech 2020), deren Einsatz ist allerdings mit einem hohen Aufwand verbunden und je nach Waldstruktur nicht immer möglich. Da die Höhe der Netze einen signifikanten Einfluss auf den Fangerfolg (Angetter 2014) und damit die Datenqualität in der Eingriffsplanung hat, ist eine an den Standort angepasste Netzkonfiguration zu empfehlen (so hoch wie möglich) und an für Fledermäusen attraktiven Mikrohabitaten wie Gewässern und Grenzflächen vorzunehmen.

Um den Fangerfolg zusätzlich zu erhöhen, lassen sich Lockgeräte verwenden. Dabei werden Sozialrufe sowie Stresslaute und Beutefang-Rufsequenzen (sgn. „Feedingbuzzes“) abgespielt und Fledermäuse damit in die Netze gelockt. Für einige Arten wurde ein hierdurch erhöhter Fangerfolg bereits nachgewiesen (Hill und Greenway 2005; Lintott et al. 2013; Hill et al. 2015; Samoray et al. 2019). Dabei ist zu berücksichtigen, dass der Wirkraum solcher Lockgeräte beschränkt ist, da die Ultraschallanteile der abgespielten Rufe in der Atmosphäre stark gedämpft werden. Es werden keine Fledermäuse von außerhalb des Untersuchungsraums über weite Strecken angelockt. Lockgeräte sind aber in der Lage, hochfliegende Arten, die bei der Eingriffsplanung zum Bau einer WEA besonders im Fokus stehen, in die Netze zu locken (Braun De Torrez et al. 2017). In den Arbeitshilfen wird hierauf leider kaum hingewiesen.

7.6.2.3 Akustische Erfassung

Die akustische Erfassung von Fledermäusen hat sich als unverzichtbares Instrument der Eingriffsplanung bei WEA etabliert. Sie wird von allen Arbeitshilfen empfohlen bzw. vorgeschrieben (Tab. 7.1) und macht häufig einen Großteil des Erfassungsumfangs aus. Darüber hinaus liefert sie umfangreiche quantitative Daten, was einerseits eine vermeintliche Objektivität und andererseits eine statistische Absicherung der Ergebnisse suggerieren könnte. Die unterschiedlichen Methoden der akustischen Datenerfassung und -auswertung werden von Experten jedoch teils kritisch gesehen.

Akustisch erfasste Daten beschreiben grundsätzlich nur Aktivitätsdichten. Deren Bezug zur Größe der jeweiligen artspezifischen Population wird zwar implizit angenommen, dies ist jedoch im Einzelfall weder prüfbar noch zweifelsfrei ableitbar. Ohnehin ist die Größe von Fledermauspopulationen nur unter wenigen Umständen messbar; in der Regel beschränkt sich dies auf die Zählung von in Quartieren auffindbarer bzw. von aus diesen ausfliegenden Tieren (z. B. O'Shea et al. 2003). In Wäldern sind solche Quartiere ohnehin weitgehend auf Bäume beschränkt. Diese sind potenziell mittels Radiotelemetrie auffindbar (s. u.), allerdings ist der Aufwand hierfür hoch. Aus diesem Grund wird versucht, mittels Fledermausdetektoren die Anwesenheit und Aktivität jagender Fledermäuse, Letzteres als Surrogat für die

Häufigkeit der jeweiligen Art, festzustellen. Umfangreiche methodische Probleme schränken jedoch die Interpretierbarkeit akustischer Daten ein (siehe auch die Übersicht von Voigt et al. 2021).

Akustische Daten werden auf Basis zweier Grundverfahren ermittelt: aktives Monitoring in Form von Begehungen mittels tragbarer Ultraschalldetektoren (oftmals entlang vordefinierter Transekte; gelegentlich auch als „Punkt-Stopp-Begehung“ durchgeführt, um durch die Bewegung selbst erzeugte potenzielle Störgeräusche zeitweise zu minimieren; Runkel et al. 2018) sowie passives Monitoring in Form einer Dauererfassung mittels automatischer Ultraschall-Erfassungsgeräte (im Folgenden als „Hochboxen“ bezeichnet) (s. a. Runkel et al. 2018). Hurst et al. (2015) extrahierten aus den ihnen damals vorliegenden Arbeitshilfen mehrere dort empfohlene akustische Methoden der Fledermauserfassung:

- regelmäßige Detektorbegehungen zur Wochenstuben-, zur Paarungs- und zur Zugzeit;
- akustische Dauererfassungen durch fest installierte Detektoren, z. T. in Ergänzung zu Detektorerfassungen oder als deren Ersatz;
- akustische Erfassungen in der Höhe an Messmasten, benachbarten WEA oder durch Ballooning;
- Detektorbegehungen zur Ermittlung der Balzaktivität (falls Quartierpotenzial vorhanden; nur in einem Leitfaden vorgegeben).

Grundproblem all dieser Methoden ist die potenzielle Diskrepanz zwischen den vor und nach der Errichtung und Inbetriebnahme einer WEA ermittelten Aktivitätsdaten. Diesbezüglich vergleichende Daten sind selten. So fanden Hein et al. (2013) an zwölf WEA in den USA eine nur schwach positive Beziehung zwischen der vor dem WEA-Bau am Boden akustisch gemessenen Aktivität von Fledermäusen und der nach der Inbetriebnahme gefundenen Zahl von Schlagopfern. Aus dem nur knapp 22 % betragenden Erklärungsgehalt der akustischen Aktivitätsmessungen für die Schlagopferzahl schließen sie, dass aus den vor dem Bau gesammelten akustischen Daten keine genaue Vorhersage über die Gefährdung von Fledermäusen getroffen werden können. Auch Lintott et al. (2016) zeigten für europäische Fledermausarten und Ferrer et al. (2012) für Vogelarten, dass Voruntersuchungen vor dem Bau der WEA nicht in der Lage sind, das Aufkommen von Schlagopfern zu prognostizieren. Dennoch halten Hurst et al. (2015) auch bodennahe akustische Untersuchungen an Fledermäusen grundsätzlich zur Identifikation von Konfliktpotenzialen für sinnvoll; aus unserer Sicht ist hier jedoch die diesbezügliche Beschränkung auf lebensraumspezifische Konflikte hervorzuheben.

Dies mag auch bei der Betrachtung des Verlustes essenzieller Jagdhabitate sinnvoll sein. Das wesentliche Problem bei der Nutzung bodennaher Fledermausaktivitäten zur Bewertung des Schlagrisikos von Fledermäusen im Wirkbereich der WEA-Rotoren liegt aber in der Tatsache begründet, dass Fledermausaktivitäten im oder gar oberhalb des Kronenbereichs vom Boden aus kaum und schon gar nicht zuverlässig messbar sind (z. B. Bach et al. 2012; Müller et al. 2013). Dies liegt an zahlreichen Faktoren. Einerseits steigt die atmosphärische Abschwächung von

Ortungslauten mit steigender Ruffrequenz (z. B. Evans et al. 1971; Bass et al. 1972) und liegt bei lediglich ≤ 30 m für Fledermausrufe ab 40 kHz (Behr et al. 2015). Andererseits bestimmt die unterschiedliche Biologie der Fledermausarten deren relative akustische Nachweisbarkeit. Fledermäuse werden in Gilden unterschiedlicher Jagdstrategien eingeteilt. Arten, die an die Jagd in strukturreichen Habitaten wie dem Wald angepasst sind (z. B. *Myotis bechsteinii*, *Myotis nattereri*, *Plecotus auritus*), verwenden andere Ortungslauttypen und -intensitäten als Arten, die im freien Luftraum jagen (z. B. Schnitzler und Kalko 2001). Zudem variieren Schalldruck und Frequenzmodulation der Ortungslaute jagender Fledermäuse auch in Abhängigkeit von der Jagdsituation (z. B. Kalko und Schnitzler 1993; Russ 2021; Voigt et al. 2021), ein Phänomen, das laut Russo et al. (2018) nach wie vor nicht hinreichend erforscht ist.

Die Unzulänglichkeit bodennaher Aktivitätserfassungen für die Beurteilung der Aktivität einer Fledermausart sogar im untersten Rotorbereich von WEAs im Wald wurde eindrucksvoll von Budenz et al. (2017) an der Mopsfledermaus demonstriert. Je nach Standort variierte zwar die Relation zwischen bodennaher und im Kronenbereich aufgezeichneter Aktivität. An beiden untersuchten Standorten war jedoch ab 50 m über dem Boden, und damit deutlich über dem Kronendach, quasi keine Aktivität mehr nachweisbar. Dies belegt die spezielle Situation der Erfassung selbst relativer Aktivitätsdichten von Fledermäusen im Wald. Insofern liefern auch Hinweise auf Studien im Freiland (Hurst et al. 2015), in denen alle in der Höhe aufgezeichneten Arten auch am Boden detektiert wurden (z. B. Behr et al. 2011), bestenfalls Argumente für den Einsatz von bodennahen akustischen Untersuchungen im Rahmen einer „presence-absence“-Erfassung, nicht aber eine hinreichende Rechtfertigung zu deren Verwendung für eine konfliktrelevante Bewertung des Schlagrisikos von Fledermausvorkommen im Rahmen einer Eingriffsplanung (siehe hierzu auch die von Voigt et al. (2020) befragten Expert:innen). Die AH-MV zu Fledermäusen führt hierzu aus, dass akustische Erfassungen im Vorfeld einer Planung (Detektorkartierungen, Horchboxen, Ballon- oder Dracheneinsatz usw.) zwar einer ersten Vorab-Einschätzung der zu erwartenden Höhenaktivität (insbes. während der Migrationsphase) dienen können, sie macht aber mit Verweis auf Brinkmann et al. (2011) auch deutlich, dass selbst bei großer Stichprobe (20–30 Begehungen/Jahr) nur eine unzureichende Prognosegenauigkeit zum Ausschluss des Eintretens von Verbotstatbeständen erreicht wird.

Die akustische Aktivitätsmessung über Kronenhöhe, z. B. mittels Windmasten oder in der Gondel bereits bestehender WEA, ist die einzig sinnvolle Methode, um solide Aktivitätsdaten im späteren Wirkbereich von dann in Betrieb befindlichen WEAs zu ermitteln. Dies ist sehr aufwendig und nur in wenigen Ausnahmefällen umsetzbar (siehe z. B. die der Publikation von Budenz et al. 2017 zugrunde liegende Eingriffsplanung). Der Einsatz von Heliumballons zur Aktivitätsmessung im Luftraum über dem Kronendach (Albrecht und Grünfelder 2011) erscheint zwar technisch attraktiv, ist aber im Wald schwer umsetzbar (Hurst et al. 2015). In keinem der von Gebhard et al. (2016) untersuchten 156 Fachbeiträge zu Fledermäusen wurden derartige Verfahren angewendet (eigene unveröffentlichte Daten). Dies unterstreicht den eher theoretischen Charakter solcher Methoden für die Eingriffsplanung.

Unabhängig von der diskutierten Sinnhaftigkeit einer bodennahen akustischen Erfassung, sei es durch eine Detektorbegehung oder durch Horchboxen, steht und fällt ihr Erfolg mit der Auswahl der jeweiligen Transekte bzw. Standorte. Diese werden bei der Eingriffsplanung *a priori* festgelegt, d. h. i. d. R. ohne Vorkenntnisse des betroffenen Gebiets. Intuition und Erfahrung seitens der Begutachtenden sind daher essenziell. Bei der personalintensiven Methode der Transektbegehung kommt erschwerend hinzu, dass hier meist nur eine geringe Zahl an Begehungen vorgeschrieben wird. Angesichts der Tatsache, dass sich insbesondere das Zuggeschehen migrierender Arten kurzzeitig abspielen kann (siehe Übersichten in Hutterer et al. 2005 und Meschede et al. 2017), ist die Wahrscheinlichkeit, dieses zufällig mit den wenigen Begehungstagen zu erfassen, gering.

Dieses Problem besteht auch bei der automatisierten akustischen Erfassung. Runkel et al. (2018) beschreiben eindrucksvoll den Informationszuwachs bezüglich der nachgewiesenen Arten an sechs akustisch untersuchten Standorten. Zum Nachweis von 90 % der insgesamt nachgewiesenen Arten wurden zwischen 20 und 137 (!) Tage benötigt. An einem der Standorte wurde erst nach > 170 Erfassungstagen die letzte Art gefunden; es handelte sich um die nach Anhang II der FFH-Richtlinie besonders geschützte Art *M. bechsteinii*.

Die bei der akustischen Dauererfassung in Deutschland bevorzugt eingesetzte Hardware unterscheidet sich hinsichtlich mehrerer physikalischer Parameter (für eine weiterführende Beschreibung der verfügbaren Technik verweisen wir hier auf Runkel et al. 2018, Runkel 2020 und Russ 2021). Im Rahmen des RENEBAT II-Forschungsvorhabens verglichen Simon et al. (2015) drei häufig verwendete Horchboxen (Batcorder (ecoObs GmbH), Anabat SD1 (Titley) und UltraSoundGate (USG; Avisot Bioacoustics). Zwar fanden sie z. T. deutliche Unterschiede in der Erfassungsreichweite, der Anzahl von Störungsaufnahmen, der Dauer von Ausfallzeiten und der Anzahl von Aufnahmen mit Fledermausrufen. Insgesamt bewerteten sie jedoch alle drei Detektoren als geeignet für ein Gondelmonitoring (Simon et al. 2015).

Ein bekanntes Problem bei der Analyse akustischer Daten von Fledermäusen ist die Unsicherheit bei deren Auswertung. Die Artidentifikation von Detektordaten erfolgt bei der Begehung meist direkt vor Ort durch die begehende Person anhand des Rufeindrucks sowie der von den Geräten angezeigten Parameter (i. d. R. die lauteste Ruffrequenz). Die Option der Rufaufzeichnung für eine spätere Analyse am PC besteht, wird aber in der Regel nur vorgenommen, um im Freiland schwer bestimmbare Laute zu überprüfen. Zudem wird in den Gutachten meist nur angegeben, ob eine Überprüfung grundsätzlich vorgenommen wurde, nicht aber wie hoch der Anteil der überprüften Datensätze ist (eigene unveröffentlichte Beobachtung).

Auch die automatisierte Analyse von aufgezeichneten Ortungslauten, die mit Horchboxen aufgezeichnet wurden, birgt Probleme; mehrere Publikationen haben in jüngster Zeit hierauf hingewiesen (z. B. Russo and Voigt 2016; Rydell et al. 2017; Brabant et al. 2018; Runkel 2020; Russ 2021). Die Gründe hierfür sind vielfältig. Es ist schon lange bekannt, dass die Rufe einer Art je nach Jagdsituation (in der Regel der Fall bei WEAs im Wald) hoch variabel sind (Obrist et al. 2007; Berger-Tal et al. 2008; Russ 2021). Zwar extrahiert die automatisierte Bestimmung physikalische

Rufparameter, welche mit einer Referenzdatenbank abgeglichen werden (die meisten Rufanalyse-Programme basieren auf dem Prinzip des Programmtrainings anhand vorgegebener Rufbibliotheken; Russ 2021), die Vielfalt der möglichen Rufsituationen kann hierbei jedoch kaum realistisch abgebildet werden. Zum Beispiel quantifizierten eine Reihe von Studien die Auswirkung geografischer Variation, lokaler Lebensräume und Fledermausverhalten auf Echoortungsmerkmale und damit indirekt die Auswirkung, die diese Faktoren auf die Artbestimmung haben können (z. B. Thomas et al. 1987; Murray et al. 2001; Law et al. 2002; Berger-Tal et al. 2008). Ein Test eines Programms, das mit einer bestimmten regionalen Rufbibliothek trainiert wurde, auf die Performance mit einem anderen Rufdatensatz, wurde selten durchgeführt. Clement et al. (2014) konnten bei einem solchen Vergleich zeigen, dass die Raten korrekter Rufklassifizierung signifikant niedriger waren, wenn eine externe anstelle einer internen Kreuzvalidierung der Klassifizierungsperfomance der Software vorgenommen wurde. Hieraus schließen sie, dass die Genauigkeit rein akustischer Erhebungen geringer sein kann als allgemein angenommen, was das ökologische Verständnis oder Managemententscheidungen auf der Grundlage akustischer Erhebungen beeinträchtigen könnte (Clement et al. 2014).

Die Fehlerquote bei der automatisierten Artidentifikation europäischer Arten untersuchten Rydell et al. (2017) für drei Programme (SonoChiro, Kaleidoscope Pro, BatClassify; das in Deutschland häufig verwendete Programmpaket bcAdmin/BatIdent testeten sie leider nicht) (siehe auch Lemen et al. 2015 für nordamerikanische Arten). Im Allgemeinen gelang es den Programmen, die Fledermausrufe in große Gruppen (Gattungen oder in einem Fall eine Gruppe von Gattungen) einzuordnen oder die Arten mit den charakteristischsten Echoortungsrufen zu identifizieren, wie z. B. *P. pygmaeus* und *B. barbastellus*. Bedenkt man zudem, dass die Autoren es den Programmen „leicht" machten, indem sie z. B. Aufzeichnungen mit den Rufen mehrerer Arten wegließen und den Programmen nur Rufe vorsetzten, die unter typischen Rufbedingungen emittiert worden waren, so kommt man zu dem Schluss, dass keines zufriedenstellen arbeitete. Ein von Brabant et al. (2018) durchgeführter Vergleich von vier Programmen zur automatischen Klassifikation von Fledermausrufen, diesmal unter Einbeziehung der in Deutschland oft verwendeten Software BatIdent, zeigte, dass Letztere den höchsten Grad korrekter Artidentifikation lieferte. Angesichts der dennoch hohen Rate an Fehlidentifikationen schlussfolgern sie, dass, wenn man automatische Artenidentifizierungen als selbstverständlich ansieht, dies zu falschen Schlussfolgerungen führen und sich dies auf den Entscheidungsprozess beim Naturschutzmanagement und/oder bei der Genehmigung neuer Projekte (z. B. Ansiedlung von WEA im Wald) auswirken kann (Brabant et al. 2018)

Auch Rydell et al. (2017) schließen aus ihren Ergebnissen, dass die erheblichen, wenn auch unterschiedlichen Mängel und die oft schlechte Diskriminierungsleistung Anlass zu ernsten Bedenken hinsichtlich der Verwendung automatischer Klassifikatoren für die Identifizierung auf Artniveau in der Forschung und in sonstigen akustischen Untersuchungen gibt. Ihr Vergleich automatischer und manueller (Expert:innenmeinung) Klassifikation zeigte zwar, dass erfahrene Fledermausexpert:innen die ihnen vorgelegten Rufe besser klassifizierten als die getesteten

Programme, dennoch war der Erfolg bei einigen Arten/Artengruppen nach wie vor schlecht (siehe auch Fritsch und Bruckner 2017). Die AH-NI empfiehlt daher angesichts der oftmals „zu realitätsfernen Artdetermination“ der automatisierten Analyse- und Bestimmungssoftware, dass sämtliche Rufauswertungen und Artdeterminationen gleichfalls manuell auf ihre Validität geprüft werden sollten.

Die Eingriffsplanung bei WEA im Wald hat zur Aufgabe, auf Artniveau Bewertungen des potenziellen Konflikts vorzulegen. Wenn aber automatisierte akustische Methoden nur für wenige Arten überhaupt eine sichere Bestimmung zulassen, oder eine sichere Zuordnung von Rufen bestenfalls zu Artengruppen erlauben (z. B. als Nyctaloid (Gattungen *Nyctalus*, *Vespertilio* und *Eptesicus*) oder Pipistrelloid (Gattung *Pipistrellus*)), stößt diese Methode an ihre Grenzen (siehe auch Brinkmann et al. 2011; Behr et al. 2015). Insbesondere in der Gattung *Myotis*, deren Rufparameter weit überlappen (Russ 2021), scheidet eine sicher Artdiagnose weitgehend aus. Zudem rufen einige Arten biologisch bedingt sehr leise (Langohren, Bechsteinfledermaus, Mopsfledermaus, Hufeisennasen; Runkel et al. 2018), sodass sie in automatisierten akustischen Erfassungen ohnehin systematisch unterrepräsentiert sind. Da jedoch aus der über Rufe ermittelten Aktivitätsdichte auf die Häufigkeit und damit die Betroffenheit einer Art geschlossen wird, steht zu befürchten, dass zwangsläufig die entsprechenden Konflikte unzutreffend bewertet werden.

7.6.2.4 Radiotelemetrie

Die Radiotelemetrie stellt in der ökologischen Forschung eine Standardmethode für Raumnutzungsanalysen von Fledermäusen dar (z. B. O'Mara et al. 2014; Laforge et al. 2021). Die Zahl der je Studie untersuchten Individuen ist oftmals jedoch gering (Laforge et al. 2021 Appendix 4; eigene unveröffentlichte Daten) und der Erhebungsaufwand ist hoch, da sehr personalintensiv. Dies mag für wissenschaftliche Studien limitierend für deren Aussagekraft sein, in der Eingriffsplanung jedoch wird sie dennoch mit teils geringen Stichproben verwendet. Hier erfüllt die Radiotelemetrie zwei Ziele. Die Telemetrie reproduktiv aktiver Weibchen soll einerseits das Auffinden von Wochenstubenquartieren ermöglichen, um dort eine Koloniegrößenzählung vorzunehmen und diese Quartiere besonders zu schützen. Andererseits soll die sogenannte Raumnutzungstelemetrie die Bestimmung von Bereichen erhöhten Konfliktpotenzials durch WEA in den Jagdgebieten einer Kolonie erlauben.

Die Telemetrie-gestützte Quartiersuche gilt gerade bei Waldarten als die einzig sinnvolle Methode, um die lokal ansässigen Kolonien und deren Größe in den Fokus einer Konfliktbewertung zu rücken. Gerade jedoch bei Waldarten, deren Kolonien häufig nach dem Fission-Fusion-Modell leben (z. B. Bechsteinfledermaus, Braunes Langohr, Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus*), Mopsfledermaus, Fransenfledermaus; Kerth und König 1999; Fleischmann und Kerth 2014; Bartonička und Řehak 2007; Hillen et al. 2010; Zeus et al. 2018), kann die Zahl der tatsächlich genutzten Quartiere hoch sein. So zeigten Hillen et al. (2010), dass eine Kolonie der Mopsfledermaus im Hunsrück/Rheinland-Pfalz im Laufe von vier Jahren insgesamt 43 teils räumlich stark geclusterte Quartiere nutzten. Hierzu betrieben sie mit 13 meist laktierenden Weibchen, welche z. T. über vier Jahre untersucht wurden, einen

weit höheren Aufwand, als dies im Rahmen einer Eingriffsplanung üblich ist (dort meist nur einzelne Tiere). Auch die für Bechsteinfledermäuse vorliegenden Daten zeigen, dass die Zahl der innerhalb einer Saison genutzten Quartiere deutlich über der liegt, die man mittels Kurzzeittelemetrie im Rahmen der Eingriffsplanung nachweisen kann (z. B. Dietz et al. 2013).

Die Raumnutzungstelemetrie (i. d. R. mittels very high frequency (VHF)-Sendern) von Fledermäusen wird, wenn im Rahmen der Eingriffsplanung überhaupt durchgeführt, oft nur auf wenige Arten und Individuen angewendet. Hierunter versteht man die Berechnung von Räumen vordefinierter Aufenthaltswahrscheinlichkeiten aus Fledermausortungsdaten, um in diesen das Konfliktpotenzial zur geplanten WEA anzuleiten. Im Zentrum steht meist die sogenannte „Homerange", ein biologisches Konzept, mit dem Burt (1943) das Gebiet, das ein Lebewesen zur Nahrungsaufnahme, Fortpflanzung und Aufzucht seiner Nachkommen nutzt, beschrieb.

Die Güte von Telemetriedaten hängt von vielen Faktoren ab. Wir können diese im Rahmen der vorliegenden Arbeiten lediglich auflisten und verweisen daher für eine nähere Betrachtung auf die Monografien von White und Garrott (1990) und Kenward (2001). Neben Hardware-Spezifika sind dies insbesondere die Eigenschaften der Landschaft, in der telemetriert wird. Zudem bieten sich zahlreiche Verfahren zur Berechnung von Aufenthaltsräumen an, die sich grob in Polygon (Hull-)- und Kontouringverfahren einteilen lassen und durch Getz und Wilmers (2004) und Getz et al. (2007) um die „Local convex hull"-Methode ergänzt wurden. Die Parametrisierung der Berechnungen ist umfangreich, sodass es kaum zwei unabhängig voneinander veröffentlichte Studien gibt, die sich in allen Details methodisch entsprechen (eigene unveröffentlichte Daten). Wenn im Zuge der Eingriffsplanung Homeranges ermittelt werden, dann wird dies meist mittels Kontouringverfahren vorgenommen (Kernel Density Kontouring; Silverman 1986). Hierbei haben sich rein operational zwei Aufenthaltswahrscheinlichkeitsräume etabliert (z. B. Dietz et al. 2013), obwohl sie streng genommen nicht biologisch begründbar sind und artspezifisch unterschiedliche Bedeutung haben dürften: 95 % (meist Aktionsraum genannt) und 50 % (meist Kernjagdgebiet genannt).

Die mittels VHF-Telemetrie abgegrenzten Aufenthaltsräume werden im Zuge der Eingriffsplanung genutzt, um den Raumbezug der geplanten WEA zu den Aktionsräumen oder Kernjagdgebieten der telemetrierten Individuen herzustellen. Alleine schon die Wahl des beim Kernel Density Kontouring benötigten Glättungsfaktor *h* bietet hierbei Raum für Variation. In einer gesonderten Arbeitshilfe zur Mopsfledermaus wird in Rheinland-Pfalz die Verwendung der Raumnutzungstelemetrie für diese Art vorgeschrieben und detailliert beschrieben (LfU RLP 2018). Es wird empfohlen, geeignete Glättungsfaktoren zu wählen: h_{ref} und h_{LSCV}. Beide stellen gewissermaßen die Pole der Über- und Unterglättung dar, können zu biologisch wenig sinnvollen Kernels führen (z. B. Schuler et al. 2014) und bieten zumindest theoretisch das Potenzial für eine manipulative Verwendung von Kernels. Der als biologisch sinnvoller erachtete „Mittelweg" (h_{adhoc}; Berger und Gese 2007) wird nicht angeboten.

Wie viele andere aufwendige und individuenbasierte freilandökologische Untersuchungsmethoden zeichnet die Radiotelemetrie nur ein unvollständiges Bild der Lebensäußerung einer Fledermauskolonie im Jahresverlauf. Vielen Telemetriestudien an mitteleuropäischen Arten liegen nur wenige Individuen zugrunde (siehe Appendix S4 von Laforge et al. 2021). Der Trade-off zwischen Sendergewicht und -lebensdauer sowie die hohe Personalintensität dieser Methode führt zudem dazu, dass meist nur für sehr kurze Zeiträume im Jahr Daten gesammelt werden. Da unterschiedliche Individuen oft unterschiedliche Jagdgebiete nutzen (siehe z. B. Hillen et al. (2009) für die Mopsfledermaus und Dietz et al. (2013) für die Bechsteinfledermaus), decken einzelne Individuen nur unzureichend den Lebensraum der Kolonie ab. Eine mehrjährige Telemetrie jeweils unterschiedlicher Individuen böte aufgrund der hohen traditionellen Bindung an individuelle Jagdgebiete (z. B. Hillen et al. 2009) zwar die Option einer besseren Abschätzung eines potenziellen Konflikts, die meist kurzen Planungszeiträume erlauben dies in der Realität jedoch nicht.

Bei der Reduktion der Raumnutzungstelemetrie auf bestimmte Arten wird in den Arbeitshilfen meist deren kleinräumige Aktivität als Kriterium angeführt. Insbesondere die typische Waldart Bechsteinfledermaus wird hier genannt (z. B. AH-BW, -RP und -SL).

7.7 Bewertung der Erfassungsdaten

7.7.1 Einschätzung des Konfliktpotenzials

Besondere Bedeutung kommt im Rahmen einer Eingriffsplanung der Bewertung der erhobenen Daten zu. Hierbei wird die Auswirkung möglicher verbotsrelevanter Wirkfaktoren/Vorhabenswirkungen auf die betroffenen Arten beleuchtet. Unter anderem wird den Fragen nachgegangen (nach Trautner 2020):

- Welche planungsrelevanten Arten kommen im Wirkbereich der Planung vor?
- Welche Bedeutung/welches objektive naturschutzrelevante Gewicht kommt den nachgewiesenen Beständen artenschutzrechtlich geschützter Arten (und damit aller Fledermausarten) zu?
- Werden Verbotstatbestände nach § 44 Abs. 1 BNatSchG im Rahmen der Vorhabenrealisierung berührt?
- Sind bestimmte Minderungs- oder Vermeidungsmaßnahmen möglich?
- Wird die ökologische Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- und Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang weiterhin erfüllt, oder sind funktionserhaltende Maßnahmen nötig und möglich?
- Welche Maßnahmen sind zur Vermeidung einer erheblichen Störung erforderlich?

Insofern entfaltet sich hier eine Argumentationskaskade, die aus den tatsächlich für die betroffenen Arten erhobenen Daten über eine Vorkommens- und Eingriffsbewertung bis hin zu eingriffsspezifischen Schlussfolgerungen führt.

Die Frage, ob im Rahmen der Eingriffsplanung bei WEA im Wald Fledermäuse zu betrachten sind, beantwortet sich alleine schon aus der Omnipräsenz dieser Tiergruppe im Lebensraum Wald (u. a. Hurst et al. 2015, s. o.). Spezifiziert werden muss lediglich das Arteninventar. Hierzu werden die voranstehend beleuchteten Erfassungsmethoden herangezogen; bestenfalls reichen sie aus, um alle im Wirkbereich eines Eingriffs vorkommenden Arten in der Tat nachzuweisen. Die Beantwortung der nachgeordneten Fragen jedoch birgt inhärent eine subjektive, dem jeweiligen Fachgutachter überlassene Komponente. Bewertungskriterien hierfür gibt es nur wenige, zudem entsprechen sich diese nicht immer.

Eines der Hauptprobleme bei der Konfliktbewertung stellt die Tatsache dar, dass die erhobenen Daten nur selten belastbar quantitativ sind (s. o.). Aus diesem Grund wird, ungeachtet der oben beschriebenen methodischen Probleme, gern auf die Daten der automatisierten akustischen Erfassung zurückgegriffen, da sie alleine schon aufgrund ihrer Quantität eine methodisch saubere Belastbarkeit suggerieren. Die basale Maßeinheit ist hierbei der Kontakt, was an sich schon fraglich erscheint (siehe z. B. Runkel 2020). Versuche, eine objektivierte Bewertung solcher quantifizierter „Kontaktdaten" mittels eines Online-Tools vorzunehmen (Lintott et al. 2017), müssen erst beweisen, dass sie die mannigfachen, schon bei der Generierung der Daten bestehenden Probleme wirklich objektiv auf eine Bewertungsebene herunterbrechen können.

7.7.2 Von der Konfliktbewertung zur Maßnahmenempfehlung

Hilfestellung bei der Bewertung von akustisch ermittelten Aktivitätsdaten bieten nur wenige Arbeitshilfen. Die in Tab. 7.2 dargestellten quantifizierten und zur Bewertung herangezogenen Aktivitätskategorien suggerieren jede für sich eine objektive Bewertung. Jedoch sind sie weder vergleichbar, noch werden die dargestellten Kategorien biologisch begründet.

Dieses weitgehende Fehlen von Kriterien zur Bewertung von quantitativen Aktivitätsdaten führt dazu, dass im Rahmen der Fachgutachten vermutlich intuitiv und damit nicht objektiv begründbare Bewertungen vorherrschen. Im Rahmen ihrer Bachelorarbeit untersuchte Trenz (2015) 30 Fledermaus-Fachbeiträge zu WEAs aus Rheinland-Pfalz. Im Fokus stand die Frage nach Umfang und Art der Konfliktbewertung basierend auf quantitativen akustischen Monitoringdaten. Beispielhaft sei hier der Bewertungsablauf für die Zwergfledermaus dargestellt. Sie wurde bei den meisten der 157 WEA, die im Rahmen dieser 30 Fachbeiträge untersucht wurden, nachgewiesen.

Die in den jeweiligen Gutachten dargestellten WEA-spezifischen Aktivitätsdaten wurden zur Herstellung der Vergleichbarkeit auf Kontakte pro Stunde und Horchbox umgerechnet (für 18 der 30 Gutachten war dies möglich). Aus den an den Anlagen aufgezeichneten Aktivitätsdichten wurden in den Fachgutachten insgesamt vier Konfliktkategorien (kein – geringes – mittleres – hohes Konfliktpotenzial) abgeleitet (Abb. 7.1). Die den ersten drei Konfliktkategorien zugrunde liegenden Aktivitätsmessungen unterscheiden sich offenbar nicht. Lediglich die Stufe „hohes

Tab. 7.2 Bewertung des Konfliktpotenzials von mittels automatisierter akustischer Erfassung erhobenen Fledermaus-Aktivitätsdichten in den Arbeitshilfen AH-BB und AH-SH; in der AH-BB beziehen sich die Werte auf die vom 11. Juli bis 20. Oktober auf die Rotorlänge hochgerechnete Gesamtaktivität; in der AH-SH wird die Summe der aufgezeichneten Ereignisse im Untersuchungszeitraum in einer Untersuchungsnacht bewertet. [1] eventuell wurde die Maßnahme „keine Genehmigung" fälschlicherweise der Kategorie „sehr hoch" anstelle von „äußerst hoch" zugewiesen

Table 7.2 Assessment of the conflict potential of bat activity densities determined by means of automated acoustic recording in the AH-BB and AH-SH guidelines; in the AH-BB, the values refer to the total activity extrapolated to the rotor length from 11 July to 20 October; in the AH-SH, the sum of the recorded events in the investigation period within one investigation night is assessed. [1] possibly the measure "no permission" was erroneously assigned to the category "very high" instead of "extremely high"

	BB	BB	SH	SH	SH
Aktivitätskategorie	Wertebereich	Vermeidungsmaßnahmen	Wertebereich	Gefährdungseinschätzung	Schutzmaßnahmen
keine	nicht definiert		0		keine
sehr gering	0-100	keine erforderlich	1-2	keine	keine
gering	101-200	keine erforderlich	3-10	Grundgefährdung	keine
mittel	201-300	keine erforderlich	11-30	Grundgefährdung	keine
hoch	301-400	gezielte Abschaltungen	31-100	erhöhte Gefährdung	gezielte Abschaltungen
sehr hoch	401-500	gezielte Abschaltungen	101-250	erhöhte Gefährdung	gezielte Abschaltungen/keine Genehmigung[1]
äußerst hoch	nicht definiert		>250	nicht spezifiziert	nicht spezifiziert[1]

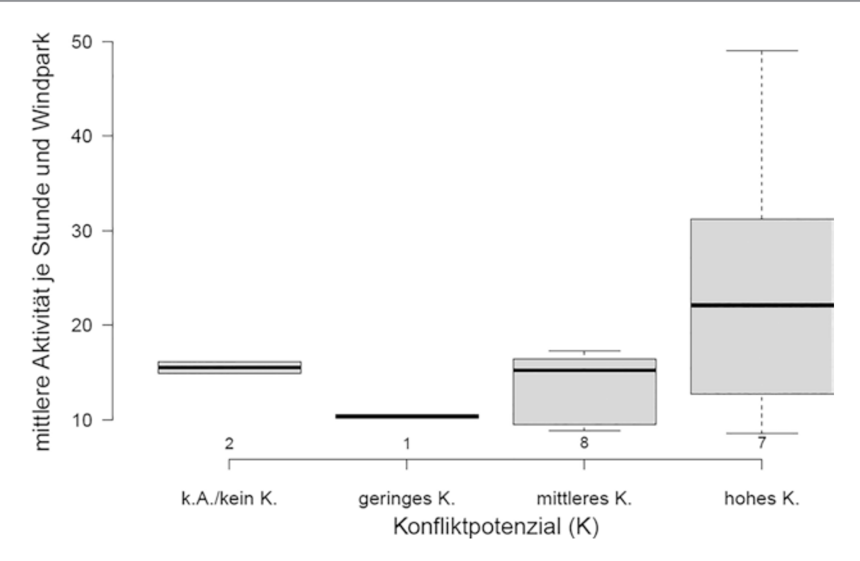


Abb. 7.1 Konfliktbewertung der akustisch gemessenen Aktivität von Zwergfledermäusen an WEAs in Rheinland-Pfalz (18 von 30 Gutachten; nach Trenz 2015). Die dem jeweils gleichen Konfliktpotenzial (K) zugrunde liegenden Aktivitätsdichten wurden je Konfliktpotenzialstufe zusammengefasst; die Zahl der Gutachten ist unter den Boxplots angegeben. Ein Kruskal-Wallis-Test für nicht normalverteilte unabhängige Stichproben konnte die Nullhypothese gleicher Stichproben nicht ablehnen ($p > 0{,}05$; asymptotische zweiseitige Signifikanz)

Fig. 7.1 Conflict assessment of acoustically measured activity of common pipistrelles at wind turbines in Rhineland-Palatinate (18 out of 30 expert reports; after Trenz 2015). The activity densities underlying the same conflict potential (K) were summarised for each conflict level; the number of ecological impact assessments is given below the boxplots. A Kruskal-Wallis test for non-normally distributed independent samples could not reject the null hypothesis of equal samples ($p > 0.05$; asymptotic two-sided significance)

Konfliktpotenzial" wurde scheinbar auf Basis höherer Aktivitätsdichten der Zwergfledermaus zugewiesen. Ein steigendes Konfliktpotenzial mit steigender Aktivitätsdichte ist demnach nicht durchgängig erkennbar und zudem statistisch nicht signifikant.

Die Bewertungskaskade bei der Zwergfledermaus (Abb. 7.2) zeigt, dass sich die anhand der akustisch gemessenen Aktivitätsdichten abgeleiteten Konfliktpotenziale nicht in der Bewertung derselben widerspiegeln. Während in nahezu dreiviertel aller Gutachten das Konfliktpotenzial in Bezug auf die Zwergfledermaus als mittel bis hoch klassifiziert wurde, wurden diese Konflikte in nur 6 % aller Gutachten als „nicht erhebliche Beeinträchtigung" oder gar „bedenkenswert" bewertet; eine „erhebliche Beeinträchtigung" wurde nie konstatiert (Abb. 7.2). Insbesondere die Überführung der Konfliktpotenziale in Bewertungsstufen macht deutlich, dass es kein stringentes Schema der Bewertung gibt. Die elf Fachbeiträge, die ein hohes Konfliktpotenzial für die Zwergfledermaus konstatierten, bewerteten dies in nur einem Fall als „bedenkenswert". Die hieraus abgeleiteten Maßnahmen wurden in Abb. 7.2 zwar subjektiv von uns anhand ihrer Umsetzungsproblematik in vier Stufen bewertet, es zeigt sich aber, dass die in den bundesweit existierenden Leitfäden

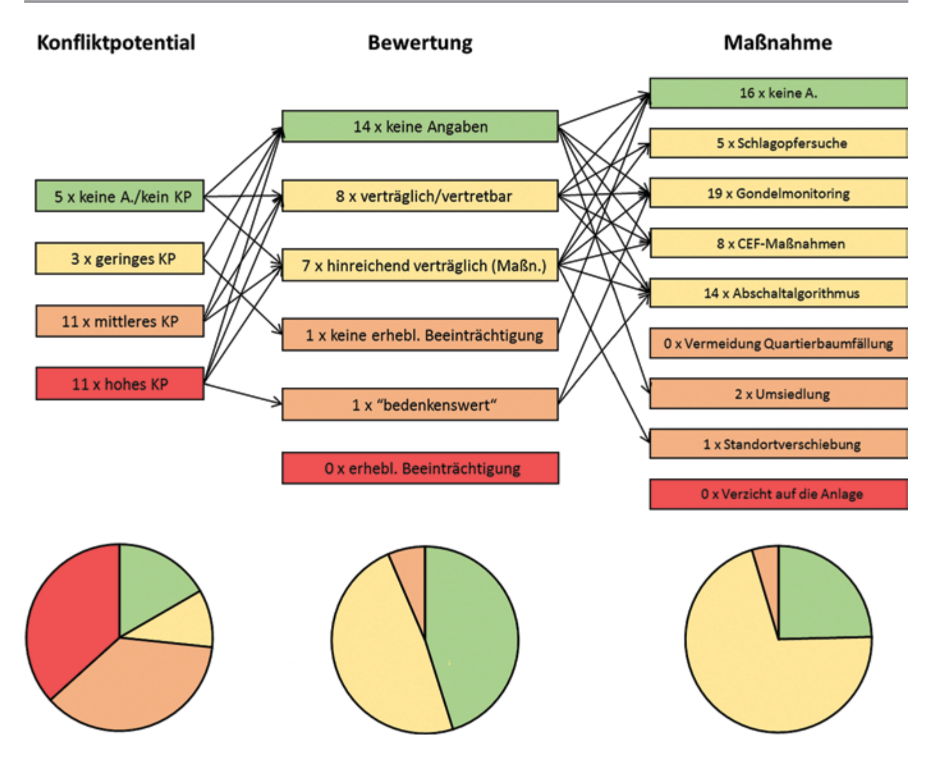


Abb. 7.2 Konfliktbewertungskaskade für die Zwergfledermaus bezogen auf 30 Windkraftgutachten zu Fledermäusen aus Rheinland-Pfalz (nach Trenz 2015). Die Farben kennzeichnen Kategorien steigenden (von grün nach rot) Konfliktpotenzials sowie steigender Konfliktbewertung durch die Gutachten (aus den Gutachten entnommen) und Maßnahmenbewertung (Letztere bezogen auf die Auswirkung für die Projektierer:innen; eigene subjektive Bewertung; häufig wurden mehrere Maßnahmen vorgeschlagen)

Fig. 7.2 Conflict assessment cascade for the common pipistrelle based on 30 wind power expert reports on bats from Rhineland-Palatinate (according to Trenz 2015). The colours indicate categories of increasing (from green to red) conflict potential as well as increasing conflict assessment by the expert reports (taken from the ecological impact assessments) and measure assessment (the latter related to the impact for the project developers; own subjective assessment; often several measures were proposed)

zur Kompensation" aufgeführten **Post-hoc-**Maßnahmen Schlagopfersuche, Gondelmonitoring, CEF-/FCS-Maßnahmen und Nutzung von Abschaltalgorithmen (diese werden i. d. R. wieder durch – die gleichen? – Fachgutachter:innen vorgenommen) die Genehmigungsfähigkeit von WEAs sicherstellen, scheinbar ungeachtet der gemessenen Aktivitäten und der hieraus abgeleiteten Konfliktbewertungen. Diese rein verbalargumentative Deduktion von eingriffsmindernden Maßnahmen aus subjektiven Bewertungen von aus akustischen Kontaktdaten begründeten Konfliktpotenzialen zeigt auch bei vier weiteren Arten den gleichen Trend (Abb. 7.3). Selbst mittlere und hohe Konfliktpotenziale werden in nicht nachvollziehbarer und damit rein subjektiver Form bewertet, sodass in nahezu allen Fällen der Eingriff als schlimmstenfalls vertretbar bei Durchführung von Maßnahmen eingestuft

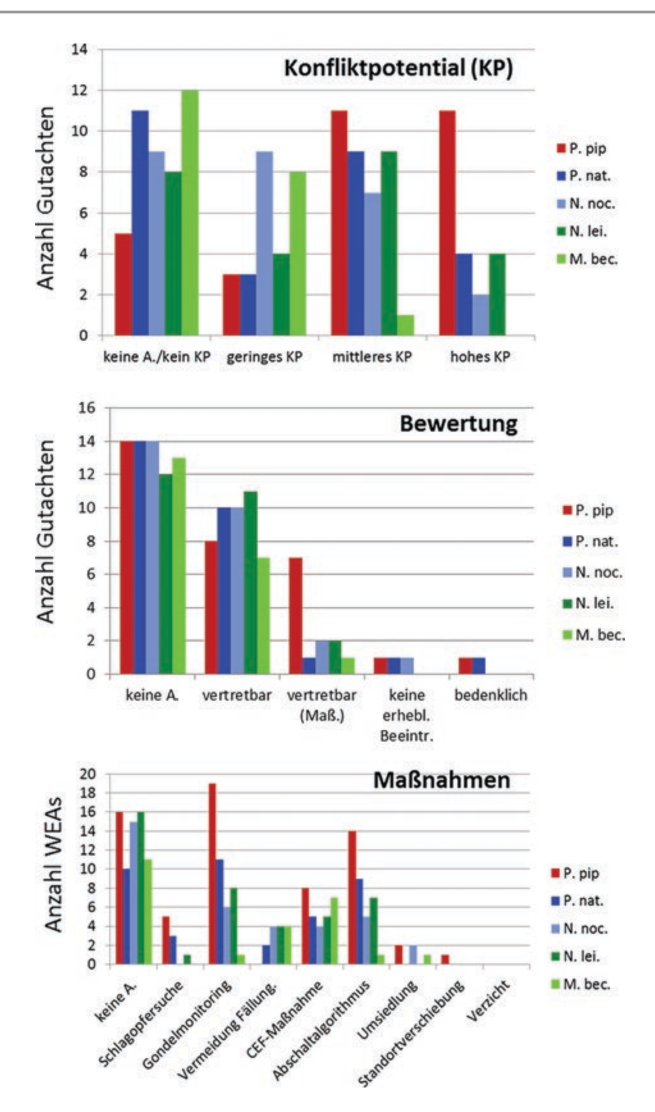


Abb. 7.3 In 30 Windkraftgutachten zu Fledermäusen aus Rheinland-Pfalz dargestellte Konfliktpotenziale, Konfliktbewertungen und vorgeschlagene Maßnahmen für fünf Fledermausarten (nach Trenz 2015). Rot = Zwergfledermaus (P.pip.), dunkelblau = Rauhautfledermaus (P.nat), hellblau = Großer Abendsegler (N.noc.), dunkelgrün = Kleinabendsegler (N.lei), hellgrün = Bechsteinfledermaus (M.bec.)

Fig. 7.3 Conflict potentials, conflict assessments and proposed measures for five bat species presented in 30 wind power assessments on bats from Rhineland-Palatinate (after Trenz 2015). Red = common pipistrelle (P.pip.), dark blue = Nathusius' pipistrelle (P.nat), light blue = common noctule (N.noc.), dark green = Leisler's bat (N.lei), light green = Bechstein's bat (M.bec.)

wird. Gondelmonitoring, die Verwendung von Abschaltalgorithmen und CEF-Maßnahmen sind auch hier die standardmäßig vorgeschlagenen Maßnahmen.

Offen bleibt, inwieweit die hier dargestellten Konfliktbewertungen in anderen als den Trenz (2015) zugänglichen Verfahrensunterlagen vorgenommen wurde (siehe hierzu auch Gebhard et al. 2016). Ein gänzliches Fehlen der Konfliktbewertung, wie von Trenz (2015) und Gebhard et al. (2016; 15 von 156 Fachgutachten) gezeigt, macht eine Zulässigkeitsbeurteilung durch die zuständigen Behörden im Grunde jedoch unmöglich. Bereits Gebhard et al. (2016) zeigten jedoch, dass keines der von ihnen bewerteten 156 Fachgutachten zu einer Ablehnung der jeweils geplanten WEA führte; offen bleibt allerdings, ob solche Projekte bereits zu einem früheren Zeitpunkt aus der Planung genommen wurden.

7.8 Maßnahmen zur Konfliktminderung

7.8.1 Schlagopfersuche

Die Zählung von Schlagopfern an WEA ist nach wie vor die einzige Methode, um quantitative Daten zur Mortalität von Fledermäusen an WEA zu ermitteln. Während früher hieraus das Schlagrisiko ermittelt wurde, wird Letzteres heute aus den akustisch ermittelten Aktivitätsdaten approximiert und für die Berechnung artenschutzkonformer Betriebszeiten genutzt. Dennoch wird die Schlagopfersuche weiterhin von einigen länderspezifischen Arbeitshilfen vorgeschlagen (Tab. 7.1).

Schlagopfernachsuchen sind, wenn sie aussagekräftige Daten liefern sollen, methodisch aufwendig und ermöglichen auch im besten Fall einer täglichen Nachsuche nur Rückschlüsse auf das Kollisionsrisiko während der gesamten vorhergehenden Nacht (Niermann et al. 2015). Zahlreiche Faktoren beeinflussen die Auffindbarkeit toter Fledermäuse unter WEA und damit die Aussagekraft solcher Schlagopferzahlen, z. B. Flächengröße und Begehungsdauer, Bodenbewuchs (beeinflusst die Auffindbarkeit der Kadaver), Länge des Zeitraums zwischen Schlagereignis und Opfersuche, Abtragrate durch Aasfresser sowie die personenspezifische Sucheffizienz (siehe u. a. Behr et al. 2007 und Niermann et al. 2011). Die Sucheffizienz kann zwar durch den Einsatz von Hunden gesteigert werden (z. B. Mathews et al. 2013; Domínguez del Valle et al. 2020; Smallwood et al. 2020), dennoch muss insbesondere im Wald mit erhöhten Problemen beim Auffinden von Schlafopfern gerechnet werden (Hurst et al. 2016). Wie viele Tiere im Bereich der WEA-Rotoren verletzt werden, aber sich dennoch aktiv aus einem potenziellen Schlagopfer-Suchbereich entfernen können und gegebenenfalls später sterben, bleibt zudem völlig unklar, was eine Unterschätzung der Schlagopferzahlen und der daraus ableitbaren Mortalitätsraten verursachen könnte (siehe auch die von Voigt et al. 2020 ausgewerteten Expert:innenmeinungen). Im Rahmen des RENEBAT II-Forschungsvorhabens quantifizierten Niermann et al. (2015) diesbezüglich relevante Parameter und überführten diese in ein online verfügbares Statistiktool (http://www.kollisionsopfersuche.uni-hannover.de/) zur Berechnung der vermutlich tatsächlichen Schlagopferzahl aus der Anzahl gefundener toter Tiere. Ob zukünftig die

automatisierte Schlagopferidentifizierung und -zählung (z. B. mittels B-Finder; https://b-finder.eu/tbs/) die Limitierungen dieses Ansatzes überwinden kann, ist angesichts der technischen Beschränkungen des Verfahrens (z. B. nur 50 m Reichweite bei Fledermäusen; https://b-finder.eu/tbs/) fragwürdig. Auch die automatisierte Bodenabsuche mit Kameras (Happ et al. 2021) funktioniert besser bei Tageslicht als nachts und ist daher für Fledermäuse weniger geeignet. Die fehlende Art-Diskriminierung ist ein Nachteil beider Ansätze.

Die Nützlichkeit der optischen Schlagopfersuche bleibt umstritten, wobei dies in besonderem Maße für ihre Anwendung in Wäldern gilt (siehe hierzu auch Voigt et al. 2020). Nicht nur sind Fragen wie zum Aktivitätsschwerpunkt der Fledermäuse im Nachtverlauf, zum Verhalten der Tiere im Rotorbereich oder zum detaillierten Einfluss meteorologischer Parameter auf die Aktivität und damit die Sterberate offen (Behr et al. 2015). Selbst die Entwickler des o. g. Statistiktools sehen noch verbliebene Unsicherheiten in der Berechnung der tatsächlichen Schlagopferzahl (korrigiert für Schwundrate und Auffindewahrscheinlichkeit; Korner-Nievergelt et al. 2011). Die durch das Programm berechneten Konfidenzintervalle tragen dieser Unsicherheit Rechnung und sind daher nicht nur anzugeben, sondern auch konsequent bei einer daraus abgeleiteten Bewertung zu diskutieren.

Die genannten Unsicherheiten, mit denen die Schlagopfersuche insbesondere im Wald behaftete ist, dürfte dazu geführt haben, dass fünf länderspezifische Arbeitshilfen diese nicht als Methode empfehlen (Tab. 7.1). Die AH-NW kommt daher angesichts der methodischen Probleme, welche nur mit extrem hohem und damit einer Studie mit wissenschaftlichem Grundlagencharakter entsprechendem Arbeitsaufwand kompensiert werden können, sogar zum Schluss, dass eine Schlagopfersuche als Bestandteil des Risikomanagements grundsätzlich nicht Bestandteil der Genehmigung werden kann und damit als alleiniger Bestandteil des Risikomanagements ungeeignet ist. In Fällen, in denen a priori bereits die Minimierung der Schlagopferzahl durch eine auf akustischen Aktivitätsdaten basierende Modifizierung der Betriebszeiten einer WEA vorgenommen wurde, können Schlagopfersuchen ohnehin nicht angeordnet werden (AH-BY). Gleichwohl mag im Einzelfall eine Schlagopfersuche sinnvoll sein (Hurst et al. 2016) und zur Überprüfung der Effizienz einer auf Basis akustischer Daten berechneten Abschaltung herangezogen werden können. Voigt et al. (2020) halten daher eine weitere Beauflagung der Schlagopfersuche für ratsam, zumal auch die Methode des Gondelmonitorings problembehaftet ist.

7.8.2 Gondelmonitoring

Das automatisierte akustische Monitoring der Fledermausaktivität im Gondelbereich (Gondelmonitoring) ist eine der fokalen Methoden der vom Bundesamt für Naturschutz beauftragten Forschungs- und Entwicklungsvorhaben RENEBAT I-III. Insofern verweisen wir für methodische Grundlagen sowie die Anwendung der Methode auf die entsprechenden Berichte (Brinkmann et al. 2011; Behr et al. 2015, 2018). Das Gondelmonitoring liefert essenzielle Daten für das Tool ProBat,

mit dessen Hilfe der Betrieb einer WEA an die im Nabenbereich gemessenen Fledermausaktivitäten angepasst wird, um damit deren Tötungsrisiko zu minimieren und die Rechtssicherheit des WEA-Betriebs sicherzustellen.

Lindemann et al. (2018) beschrieben detailliert technische Defizite des Gondelmonitorings in Bezug auf die Erfassung der potenziell im Wirkbereich der Rotorblätter einer WEA existierenden Fledermausaktivitäten. Insbesondere die zunehmende Veränderung des Rotordurchmessers moderner WEA im Bezug zu den in RENEBAT I und II betrachteten Anlagentypen bergen Gefahren für dort aktive Fledermäuse, die mit den gängigen automatischen und im Gondel-/Nabenbereich installierten Erfassungsgeräten nicht abgebildet werden können (Runkel 2020). Sie stellen daher grundsätzlich die Validität von durch Gondelmonitoring erfassten Aktivitätsdaten als Berechnungsgrundlage für Abschaltalgorithmen infrage. Die bei modernen Anlagen deutlich verlängerten Rotorblätter reichen zudem wesentlich tiefer, und damit in Strata (z. B. das Kronendach eines Waldes), in dem einerseits a priori mehr bzw. andere Fledermäuse aktiv sind als im Gondelbereich, und in dem auch niedrigere Windgeschwindigkeiten zu erwarten sind (Lindemann et al. 2018). Das Gondelmonitoring kann dies methodisch bedingt nicht abbilden und unterschätzt somit die tatsächlich im gesamten Rotor-Wirkbereich herrschende Fledermausaktivität systematisch (Lindemann et al. 2018; Voigt et al. 2020). Besonders evident ist dies offensichtlich bei der Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*). An ausgewählten küstennahen Standorten fand sich keine signifikante Korrelation der Schlagopferrate der Art mit der in Gondelhöhe gemessenen Aktivität (Bach et al. 2020a); in einzelnen WEA-Jahren fanden sie sogar tote Tiere trotz fehlenden akustischen Nachweises im Gondelbereich. Bach et al. (2020b) verglichen die Aktivität von Rauhautfledermäusen in Gondelhöhe mit der im Bereich der unteren Rotorspitze am Mast gemessenen akustischen Aktivität. Sie konnten zeigen, dass die Aktivitäten hier deutlich höher waren und die Tiere im Bereich der unteren Rotorspitze i. d. R. bei einer geringeren Windgeschwindigkeit flogen als jener, die gleichzeitig auf Nabenhöhe gemessen wurde. Da folglich aus den Aktivitätsdaten im Bereich der unteren Rotorspitze bei scheinbar hohen Windgeschwindigkeiten nicht auf eine höhere Windtoleranz der Tiere geschlossen werden darf, regen Bach et al. (2020b) die Verwendung eines zweiten Mikrofons im Bereich der unteren Rotorspitze einer WEA an, um hierdurch das eigentliche Gondelmonitoring durch realitätsnähere Aktivitätsdaten im Wirkbereich der Rotoren zu ergänzen.

7.8.3 Abschaltalgorithmen (ProBat)

Neben der eigentlichen Standortwahl spielt für den Schutz von Fledermäusen die Beauflagung von Abschaltzeiten als wirksamste Vermeidungsmaßnahme eine wichtige Rolle (Bach et al. 2020b). In Deutschland setzte das im Rahmen der Forschungsvorhaben RENEBAT I-III (Brinkmann et al. 2011; Behr et al. 2015, 2018) entwickelte Software-Tool ProBat Maßstäbe in Bezug auf die Minimierung der Schlagopferzahlen von Fledermäusen an WEA durch temporäre Abschaltung. Mit dieser Software wird durch eine standort-, jahreszeiten- und witterungsspezifische

Steuerung des WEA-Betriebs die zu erwartende Anzahl an Schlagopfern pro Anlage auf einen vorab festgelegten Schwellenwert reduziert. Zugleich soll der wirtschaftliche Betrieb einer Anlage gewährleistet und Planungssicherheit hergestellt werden. ProBat entwickelte sich seit seinem Start 2014 (damals als „Bat 3.0“) ständig weiter; seit Ende 2020 wird es mit Version 7.0 online bereitgestellt. Es leistet seit seiner Einführung einen wichtigen Beitrag zum Schutz von Fledermäusen im Bereich von WEA. Als Algorithmus-getriebene und damit im Ergebnis deterministische Software vermeidet es subjektive und gegebenenfalls manipulative Festlegungen von Abschaltzeiten (Veith et al. 2022).

Für die Berechnung der fledermausfreundlichen Betriebszeiten benötigt ProBat im Wesentlichen Fledermausaktivitätsdaten (ermittelt durch eine automatisierte akustische Erfassung im Gondelbereich) und Winddaten. Anlagenspezifika wie der Standort selbst und der Rotordurchmesser fließen ebenfalls in die Berechnung ein. Veith et al. (2022) testeten die ProBat-Versionen 5.4, 6.2 und 7.0 an sieben Anlagen auf ihre Sensitivität für manuell vorgenommene schrittweise Winddatenänderungen unter Beibehaltung der Fledermausaktivitätsdaten. Hiermit simulierten sie eine steigende Windtoleranz der Fledermäuse, was zu einer schrittweisen Erhöhung derjenigen Windgeschwindigkeit führen müsste, ab der die WEA betrieben werden können. Während Version 6.2 dies auch abbildete, reagierte Version 5.4, mit der nach vorsichtiger Schätzung der Autoren ca. 5000 WEA in Deutschland ihre Betriebsgenehmigung erhielten, völlig unsensibel auf diese Datenmanipulation. Demgegenüber reagierten beide Versionen erwartungsgemäß mit einem Anstieg der Anlauf-Windgeschwindigkeit, wenn die vorab festgelegte Zahl zugelassener Schlagopfer von zwei auf eins gesenkt wurde (Veith et al. 2022). Dies zeigte den Autoren, dass, ungeachtet des Wertes von ProBat für die Minimierung der Fledermausschlagopfer an WEA, zumindest die frühere Programmversion (5.4) offensichtlich nicht hinreichend sensitivitätsanalytisch getestet worden war. Version 7.0, welche im Wesentlichen nur die Übertragung der Version 6.2 in eine Online-Version darstellt, verhielt sich analog zu Version 6.2 (Veith et al. 2022).

Dass ProBat grundsätzlich eine Reduktion der Schlagopferzahl bewirkt, belegten Niermann et al. (2015) anhand einer Schlagopfersuche unter 16 WEA, welche wechselweise mit und ohne die durch ProBat berechneten Abschaltzeiten betrieben wurden. Während im Normalbetrieb der WEA 18 Fledermäuse nachweislich erschlagen wurden, waren dies im Abschaltbetrieb nur 3. Somit ist ProBat derzeit das einzige Verfahren zur Schlagopferminimierung, dessen Wirksamkeit experimentell getestet wurde.

Die grundsätzliche artenschutzrechtliche Problematik des in ProBat vorab einzustellenden Schwellenwerts diskutierten Lindemann et al. (2018). Die meisten Arbeitshilfen legen diesen Wert auf < 2 je WEA fest (in ProBat wird dann der Wert 2 eingestellt); einige AH schlagen artspezifische Festlegungen vor, in der AH-TH wird ein Wert < 1 empfohlen. Nach unseren Recherchen legen vier Arbeitshilfen keinen Wert fest (Tab. 7.1). Ein populationsbiologisch nicht begründbarer Wert von 2 (gleiches gilt natürlich auch für den Wert 1) wurde von den ProBat-Entwicklern nie für die Praxis vorgeschlagen (Hurst et al. 2016). Gleichwohl wurde er von der Planungsseite operationalisiert, um so überhaupt eine Festlegung treffen zu können.

Ob dies, wie Lindemann et al. (2018) argumentieren, einer intendierten Tötung und damit einer signifikanten Erhöhung des Tötungsrisikos gleichzusetzen ist (zwei Exemplare dürfen mit einer Wahrscheinlichkeit von 100 % getötet werden), bedarf einer juristischen Überprüfung. Interessanterweise führt die AH-NI, die 2016 und damit vor Lindemann et al. (2018) veröffentlicht wurde, hierzu aus: „*Hiernach ist das Tötungsverbot des § 44 Abs. 1 Nr. 1 BNatSchG individuenbezogen zu verstehen. Es ist schon dann erfüllt, wenn die Tötung eines Exemplars der besonders geschützten Arten nicht im engeren Sinne absichtlich erfolgt, sondern sich als unausweichliche Konsequenz eines im Übrigen rechtmäßigen Verwaltungshandelns erweist.*“

7.8.4 Abschaltung durch Früherkennung

Ansätze zur Abschaltung durch eine optische oder radarbasierte Früherkennung werden vor allem im ornithologischen Bereich erforscht (siehe Übersicht von Ammermann et al. 2020). Auch wenn eine Reihe solcher technischen Systeme auch Fledermäuse als Zielorganismen ausweisen, so wird ihr erfolgreicher Einsatz bereits bei Vögeln, insbesondere Greifvögeln, oft kritisch bewertet (KNE 2018). Auf Fledermäuse dürften diese Systeme daher aufgrund der geringen Größe derselben vorerst nicht erfolgreich anwendbar sein.

7.8.5 Vergrämung

Seit mehreren Jahren wird Vergrämung als Methode zur Verminderung des Fledermausschlags an WEA diskutiert. Bisherige Vergrämungsversuche mittels Ultraschall-Störsignalen waren jedoch entweder nur bei einigen Arten erfolgreich (Arnett et al. 2013a, 2013b; Romano et al. 2019), oder sie zeigten zeitlich stark schwankende intra- und interspezifisch Erfolgsraten (Romano et al. 2019). Alle bislang publizierten Untersuchungen wurden zudem an amerikanischen Fledermäusen durchgeführt; eine Übertragbarkeit ihrer Ergebnisse auf europäische Arten gilt es daher zu prüfen. Zudem reichen die bislang nur niedrigen Minderungsraten (oft nur im Bereich von 30 % je Art und Jahr; Romano et al. 2019) nicht aus, die Tötung von Fledermäusen an WEA sicher zu vermeiden. Nach aktuellem Stand des Wissens ist diese Methode daher derzeit kein probates Mittel zur Minderung des Fledermausschlags an WEA (siehe auch Schirmacher 2020).

Theoretisch ist auch eine Vergrämung von Fledermäusen mittels Radarstrahlung denkbar; bislang ist eine Umsetzung dieser Idee an Windkraftanlagen jedoch weder mit stationären noch mit mobilen Anlagen bekannt (Arnett und Baerwald 2013). Zudem wird vermutet, dass die vergrämende Wirkung der Radarstrahlen auch darauf beruht, dass sie Stress und Hyperthermie bei den Tieren erzeugen (Nicholls und Racey 2007). Damit jedoch wäre diese Vergrämungsmethode *a priori* als artenschutzrechtlich kritisch anzusehen.

7.8.6 CEF- und FCS-Maßnahmen

§ 44 Abs. 5 des BNatSchG eröffnet die Möglichkeit der Zerstörung und Beschädigung von Fledermauslebensstätten unter Heranziehung von Maßnahmen mit funktional-kompensatorischem Charakter. Solche vorgezogenen Maßnahmen dienen der Sicherung der kontinuierlichen ökologischen Funktionalität des Lebensraums für die jeweilige Art (CEF = Continued Ecological Function). Die im Leitfaden der EU-Kommission (European Commission 2007) hierzu definierten Kriterien sind streng und fordern u. a. artspezifische und objektiv belegbare Erfolgsaussichten. Kann solchen Maßnahmen keine vollständig funktional-kompensierende Wirkung prognostiziert werden oder verhindern sie nicht eine wesentliche zeitliche Unterbrechung der Funktionsfähigkeit z. B. der Fortpflanzungsstätten (z. B. Baumquartiere bei Fledermäusen im Wald), so sind sie nicht geeignet, Ausnahmen von den Verboten des BNatSchG im Zuge einer Eingriffsplanung zuzulassen (Trautner 2020). Zudem scheint die fachgerechte Umsetzung von CEF-Maßnahmen in der Planungspraxis häufig problematisch zu sein. Rechtliche, inhaltlich-fachliche sowie Durchführungs- und Umsetzungsprobleme wurden häufig von Planungsträgern angeführt, Erfolgskontrollen werden zudem nur in geringem Umfang vorgenommen (Grün 2016).

Die am häufigsten vorgeschlagene CEF-Maßnahme zur Kompensation von Quartierverlusten bei baumbewohnenden Fledermausarten im Wald ist die Ausbringung von Nisthilfen (Fledermauskästen). Sie haben sich jahrzehntelang als scheinbar quartierstützende Maßnahme bewährt. Die Tatsache jedoch, dass Nistkästen von Fledermäusen grundsätzlich angenommen werden (und dies auch durch die einschlägige Fachliteratur belegt ist; s. z. B. die Übersichtsarbeiten von Ruegger (2016) und Berthinussen et al. (2021), aber auch die umfangreiche neuere Studie von Leitl (2020) aus Nordostbayern), bedeutet nicht, dass sie auch als CEF-Maßnahmen geeignet sind. Gegenüber natürlichen Baumquartieren stellen sie, trotz der Verfügbarkeit unterschiedlicher Kastentypen, eher räumlich und mikroklimatisch homogene Quartiere dar (Ruegger 2016). Die Frage, wie waldbewohnende Fledermäuse sie überhaupt finden, ist zudem nicht erforscht (Ruegger 2016). Zudem ist ihre Lebensdauer, mit Ausnahme von Holzbetonkästen, nur gering. Es bedarf daher zur Herstellung einer langfristigen Funktionsfähigkeit eines Kastenbestands einer stetigen Kontrolle und Wartung (Ruegger 2016; Zahn et al. 2021a); Letzteres entfällt jedoch bei nach unten offenen und damit wartungsfreien Fledermauskästen.

Bereits Meschede und Heller (2000) stuften daher die Ausbringung von Nisthilfen für Fledermäuse im Wald als nicht geeignet für eine langfristige Sicherung des Quartierangebots ein. Dennoch empfehlen Runge et al. (2009) Nisthilfen für z. B. die Bechsteinfledermaus als Maßnahme, die eine kurzfristige Entwicklungsdauer (3–5 Jahre) bis zur Entfaltung ihrer Wirksamkeit benötigen. Daher fordern sie hierfür eine dauerhafte Überprüfung ihrer Funktionsfähigkeit alle fünf Jahre. Streng genommen wäre dies auch der zu fordernde zeitliche Vorlauf für die Nutzung von Fledermauskästen als CEF-Maßnahme für die Bechsteinfledermaus im Wald, da

CEF-Maßnahmen vor der Realisierung eines Vorhabens voll funktionsfähig sein müssen (Runge et al. 2009). Die Auswertung von Fledermaus-Besatzdaten aus 146 Waldgebieten (ca. 6500 Fledermauskästen) durch Zahn und Hammer (2017) relativiert jedoch selbst diesen für die Kompensation von Eingriffen in Fledermauslebensräumen durch WEA notwendigen Zeithorizont. Nistkasten-naive Fledermauspopulationen benötigen bis zu zehn Jahre, um die Kästen anzunehmen; nur wenn Fledermauskolonien bereits an Kästen gewöhnt sind, neigen sie dazu, neue Kästen zügig anzunehmen (Zahn und Hammer 2017; siehe auch Leitl 2020). Fledermauskästen scheiden ihrer Meinung nach somit als vorgezogen wirksame (eben dies ist das Prinzip von CEF-Maßnahmen!) Ausgleichsmaßnahmen oder auch als populationsstützende Maßnahmen in der Regel aus, da ihre Wirksamkeit nicht mit hoher Prognosesicherheit bescheinigt werden kann (Zahn und Hammer 2017). Philipp-Gerlach (2017) konstatiert daher, dass die derzeit in vielen Planungsverfahren gängige Praxis, das Aufhängen von Fledermauskästen als langfristig wirksame CEF-Maßnahme darzustellen, fachlich nicht mehr zu vertreten und damit rechtlich unzulässig sei; auch die diesbezügliche Rechtsprechung müsse revidiert werden. Folglich empfehlen Zahn et al. (2021a, b) den Einsatz von Fledermauskästen (Anbringung mindestens ein Jahr vor der Beseitigung der Quartierbäume) nur in Kombination mit langfristigen Maßnahmen zur Stärkung des Quartierangebots oder begleitend zu FCS-Maßnahmen (= Favourable Conservation Status; s. u.), und zudem beides auch nur dort, wo die lokalen Fledermauskolonien an Kästen gewöhnt sind. Seminatürliche Nisthilfen könnten diesbezüglich einen Ausweg bieten, da sie schneller als herkömmliche Holzbetonkästen angenommen werden (Encarnação und Becker 2018).

Zahn und Hammer (2017) empfehlen angesichts der weitgehenden Wirkungslosigkeit von Fledermauskästen als CEF-Maßnahme die Entwicklung neuer Quartierbaumzentren – dies entspricht dem Konzept der FCS-Maßnahme. Im Rahmen einer zu erteilenden artenschutzrechtlichen Ausnahme sollen sie helfen, eine Verschlechterung des Erhaltungszustandes betroffener Arten zu verhindern (Trautner 2020). Weder der räumliche noch der zeitliche Bezug müssen so strikt an die Maßnahme gekoppelt sein, wie dies bei den CEF-Maßnahmen gefordert ist (siehe hierzu auch Runge et al. 2009). Allerdings müssen sie spezifisch für die jeweils betroffene Art sein. Bei WEA-Planungen im Wald betrifft dies vor allem die baumbewohnenden Arten sowie Arten, die bevorzugt im Wald jagen. Die Entwicklung von Altholzbeständen, z. B. durch Nutzungsaufgabe, die Erhaltung von Höhlenbäumen sowie die Aufwertung von Jagdhabitaten stellen geeignete FCS-Maßnahmen im Wald dar. Die Größe solcher Ausgleichsflächen muss an das vorkommende Artspektrum angepasst sein und den tatsächlich betroffenen Populationen zugutekommen. Viele Fledermausarten zeigen, vor allem zur Wochenstubenzeit, eine gewisse Territorialität gegenüber anderen Wochenstubenverbünden derselben Art (z. B. Dietz et al. 2013). Daher könnten falsch gewählte Ausgleichsflächen ihre Wirksamkeit für die vom Eingriff betroffene Population verfehlen.

7.8.7 Empfehlungen

Die von uns aufgezeigten Defizite im Bearbeitungs- und Bewertungsablauf bei der Windkraftplanung im Wald können nicht zu einem gänzlichen Verzicht auf Konfliktbewertung und -bewältigung führen. Vielmehr müssen erkannte Schwächen benannt und vermindert werden und wenig zielführende Untersuchungsansätze vermieden und in ihrer Wirkung fragliche Kompensationsmaßnahmen unterlassen werden. An dieser Stelle möchten wir diesbezüglich einige Anregungen liefern; zum Teil decken sie sich mit Vorschlägen, die unter Federführung des Kompetenzzentrums Naturschutz und Energiewende KNE gGmbH (KNE 2019) verabschiedet wurden:

- Die derzeit existierenden Arbeitshilfen sollten vereinheitlicht werden. Das Wissen zur Ökologie der Arten sowie zu den Stärken und Schwächen von Nachweismethoden gilt als jeweiliger Stand der Technik für alle Bundesländer. Eine bundesweit einheitliche und verbindliche Arbeitshilfe wäre wünschenswert.
- Arbeitshilfen, ob auf Länder- oder Bundesebene, sollten kontinuierlich dem neusten Stand der Forschung angepasst werden (siehe auch KNE 2019; so basieren z. B. die AH-RP und die AH-SL bezüglich der Erfassungsmethodik im Wesentlichen noch auf einem Wissenstand von 2005); dies fördert eine transparente Sicherstellung der Wissenschaftlichkeit der im Rahmen der Eingriffsplanung zu erstellenden Fachgutachten (siehe auch Weber et al. (2020) zu dem im US-amerikanischen Umweltrecht adressierten Best-Available-Science/Information-(BAS/I-)Wissenschaftsmandat).
- Fachgutachter:innen und Planungsbüros sollten zertifiziert werden (siehe auch Kurtze 2013). Die finanzielle Abhängigkeit zwischen Gutachter:in und Projektierer:in sollte aufgehoben werden. Beide Themen wurden im Rahmen des von des KNE moderierten Fachdialogs (KNE 2019), bei dem Vertreter:innen aller an der WEA-Planung beteiligten Interessensgruppen involviert waren, kontrovers diskutiert.
- Sämtliche methodisch-technischen Details der im Rahmen einer Untersuchung eingesetzten Methoden (z. B. akustisches Monitoring, Netzfang, Radiotelemetrie) müssen detailliert dokumentiert und damit einer Überprüfung und Bewertung zugänglich gemacht werden (siehe auch Runkel et al. 2018; Runkel 2020). Einige Arbeitshilfen der Bundesländer fordern dies bereits (z. B. AH-TH). Eine im Sinne der Transparenz verpflichtende und bundesweit einheitliche Ablage der Planungsdaten, z. B. in öffentlich zugänglichen Repositorien, sollte geprüft werden.
- Die automatisierte akustische Erfassung sollte durch in Höhe des unteren Rotorbereichs befestigte Horchboxen ergänzt werden (bessere Bewertung der Rauhautfledermaus; siehe Bach et al. 2020b).
- Der Prozess der Konfliktwertung erfolgt nach unserer Einschätzung derzeit ausschließlich subjektiv (siehe auch Kurtze 2013). Daher müssen Kriterien für den Umgang mit qualitativen und quantitativen Daten in der Konfliktbewertung entwickelt werden (siehe auch KNE 2019). Selbst hiermit wird zwar letztendlich

keine absolute Objektivität herstellbar sein, dennoch erwarten wir eine deutlich transparentere Bewertungspraxis und damit eine höhere Akzeptanz für sowohl die WEA-Errichtung im Wald als auch für die beauflagten Kompensationsmaßnahmen.

- Die Konfliktbewertung muss kumulative Effekte mit benachbarten WEA und Windparks berücksichtigen. Solche Aspekte werden in der momentanen Praxis ausgeblendet, da nicht explizit gefordert; sie werden aber vonseiten der Wissenschaft dringend eingefordert (z. B. Arnett et al. 2013a, b; Lindemann et al. 2018). Die in den Entscheidungsprozess involvierten öffentlichen Stellen sind in die Lage zu versetzen, Planungen diesbezüglich zu bewerten und kommentieren.
- Software-Tools wie ProBat müssen konsequent einer Sensitivitätsanalyse unterworfen werden (Veith et al. 2022); dies stellt sicher, dass sie so reagieren wie erwartet und erhöht die Akzeptanz für solche objektiven Instrumente.
- Der Schwellenwert für die zulässige Höchstzahl an Schlagopfern je WEA und Jahr sollte konsequent < 1 gesetzt werden; dieser Wert ist zwar ebenso wie der Wert 2 populationsbiologisch nicht begründbar, würde aber definitiv die Schlagopferzahl erheblich vermindern (Hurst et al. 2020). Zwar wäre eine arten- und populationsbezogene Festlegung wünschenswert (wie in einigen Arbeitshilfen empfohlen), dies ist jedoch unrealistisch. Solche Werte müssten in aufwendigen populationsökologischen Simulationen ermittelt werden; und selbst umfangreiche Untersuchungen der betroffenen Populationen über viele Jahre können nicht sicherstellen, dass am Ende die hierfür notwendigen Parameter mit hinreichender Genauigkeit ermittelt worden sind.
- Der Entwicklung von Waldbereichen als ökologisch wertvolle Lebensräume für die von einem Eingriff betroffenen Arten sollte gegenüber CEF-Maßnahmen Vorrang eingeräumt werden (FCS-Maßnahmen). Hierunter zählt die langfristige Nutzungsaufgabe von ökologisch wertvollen Altholzbeständen oder die Entwicklung jüngerer Standorte zu solchen ökologisch wertvollen nutzungsfreien Altholzbeständen.
- Nisthilfen als CEF-Maßnahmen sind weitgehend abzulehnen (Philipp-Gerlach 2017; Zahn et al. 2021a, b; siehe jedoch Hurst et al. 2020); sie sind bei WEA-Planungen weder mit einem realistischen, für ihre Wirksamkeit nötigen zeitlichen Vorlauf einsetzbar, noch bieten sie die geforderte Prognosesicherheit für einen eventuellen Erfolg. Zudem lenken sie gegebenenfalls von potenziell weit wirksameren, finanziell aber unattraktiveren FCS-Maßnahmen (s. o.) ab. Bestenfalls können sie unterstützend zu FCS-Maßnahmen eingesetzt werden (Zahn et al. 2021a, b).
- Die Genehmigungsbehörden müssen zeitlich und informell in die Lage versetzt werden, die im Rahmen einer saP erstellten Fachbeiträge zu Fledermäusen (aber auch alle anderen Fachbeiträge) inhaltlich zu bewerten (siehe auch Gebhard et al. 2016; KNE 2019).
- In den Nebenbestimmungen der nach Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG) erteilten Betriebsgenehmigungen sollte den nach einer WEA-Errichtung potenziell eintretenden Veränderungen im Bereich der Standorte (Segers und Broders 2014) Rechnung getragen werden (siehe auch Hurst et al.

2020). Gerade Zwergfledermäuse scheinen WEAs gezielt anzufliegen (Richardson et al. 2021) und vom Boden aus zu erkunden (eigene unveröffentlichte Daten; siehe auch Budenz et al. 2017 für die Mopsfledermaus). Ein Gondelmonitoring wird i. d. R. für maximal zwei Jahre beauflagt und bildet daher längerfristige Veränderungen und Reaktionen der Tiere auf die Anlage nicht hinreichend ab. Dies ist durch eine Beauflagung von standardisierten Wiederholungsuntersuchungen möglich (s. z. B. die AH-MV, die diesbezüglich eine Nacherfassung nach der Hälfte des Genehmigungszeitraums, spätestens jedoch alle zwölf Jahre, sowie eine gegebenenfalls erforderliche Anpassung der Abschaltzeiten vorschreibt) und bietet die Option der Nachsteuerung bei den kompensatorischen Maßnahmen (sowohl zugunsten des Artenschutzes als auch zugunsten der Sicherstellung des WEA-Betriebs). Nachsteuerungsinstrumente und auslösende Schwellenwerte müssen daher ausformulierte Bestandteile der Betriebsgenehmigung sein, und die Einhaltung derselben muss transparent sein.
- Ein deutschlandweites, datenbasiertes Monitoring der Populationsentwicklung WEA-sensibler Fledermausarten sollte als Grundlage für Anpassungen von Schutzmaßnahmen etabliert werden.

7.9 Fazit

Der Bau von WEA im Wald ist für Projektierer:innen zweifelsohne attraktiv, befinden sich doch viele Waldstandorte in höheren und damit windhöffigen Lagen. Insofern ist der Konflikt mit dem Artenschutz vorprogrammiert. Expert:innen aus den Bereichen Behörden, Fachbegutachtung, NGO-Ehrenamt und Wissenschaft sehen daher WEA im Wald auf unterschiedliche Weise kritisch (Fritze et al. 2020). Lediglich Windkraftvertreter:innen halten mehrheitlich den Ausbau der Windkraft im Wald für einen „notwendigen Kompromiss im Sinne der Energiewende" (Fritze et al. 2020). Bedenkt man die vielfältigen von uns aufgezeigten Probleme bei der Einschätzung des Konfliktes zwischen WEA im Wald und dem Schutzgut Fledermäuse, so mag das Ergebnis der Umfrage von Fritze et al. (2020) nicht verwundern. Mehr noch könnte man fragen, ob eine realistische und sinnvolle Konfliktbewertung möglich ist und als *ultima ratio* nicht ganz von der Installation von WEA im Wald abgesehen werden müsste (s. a. Rodrigues et al. 2016).

Bei einer anvisierten Fläche von 2 % der Landesfläche für die Nutzung der Windenergie und einem Waldanteil von lediglich ca. 30 % bundesweit drängt sich die Frage auf, ob der, gleichwohl zur Erreichung der Klimaziele notwendige, weitere Ausbau der Windenergie im Wald notwendig ist. Angesichts der Biodiversitätskrise des Anthropozäns, die auch die Fledermäuse erfasst hat (siehe Übersicht in Voigt und Kingston 2016) sollten ökologisch wertvolle Lebensräume konsequent geschützt werden und der Klimaschutzes nicht – im Zuge einer konkurrierenden Abwägung unterschiedlicher Ziele – die Probleme des Artenschutzes verschärfen.

Literatur

Albrecht K, Grünfelder C (2011) Fledermäuse für die Standortplanung von Windenergieanlagen erfassen. Erhebung in kollisionsrelevanten Höhen mit einem Heliumballon. Natursch Landschaftspl 43:5–14

Ammermann K, Bruns E, Ponitka J, Schuster E, Sudhaus D, Tucci F (2020) Technische Systeme zur Minderung von Vogelkollisionen an Windenergieanlagen. Entwicklungsstand und Fragestellungen. BfN-Skripten 571:29 S

Angetter LS (2014) Fledermausfang im Rahmen der Eingriffsplanung von Windkraftanlagen in Wäldern. Empfehlungen für eine Standardisierung der Methoden. Natursch Landschaftspl 48:73–79

Arnett EB, Baerwald EF (2013) Impacts of wind energy development on bats: implications for conservation. In: Adams RA, Peterson SC (Hrsg) Bat evolution, ecology, and conservation. Springer Science Press, New York, S 435–456

Arnett EB, Barclay RMR, Hein CD (2013a) Thresholds for bats killed by wind turbines. Front Ecol 11:171

Arnett EB, Hein CD, Schirmacher MR, Huso MMP, Szewczak JM (2013b) Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent for reducing bat fatalities at wind turbines. PLoS ONE 8:e65794

Bach L, Bach P, Tillmann M, Zucchi H (2012) Fledermausaktivität in verschiedenen Straten eines Buchenwaldes in Nordwestdeutschland und Konsequenzen für Windenergieplanungen. Schriftenr Natursch Biol Vielfalt 128:147–158

Bach L, Bach P, Kesel R (2020a) Akustische Aktivität und Schlagopfer der Rauhautfledermaus (*Pipistrellus nathusii*) an Windenergieanlagen im nordwestdeutschen Küstenraum. In: Voigt CC (Hrsg) Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben. Springer, Berlin, Heidelberg, S 77–100

Bach L, Bach P, Kesel R (2020b) Akustisches Monitoring von Rauhautfledermaus an Windenergieanlagen: Ist ein zweites Ultraschallmikrofon am Turm notwendig? In: Voigt CC (Hrsg) Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben. Springer, Berlin/Heidelberg, S 101–119

Baerwald EF, D'Amours GH, Klug BJ, Barclay RMR (2008) Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. Curr Biol 18:R695–R696

Barclay RMR, Ulmer J, MacKenzie CJA, Thompson MS, Olson L, McCool J, Cropley E, Poll G (2004) Variation in the reproductive rate of bats. Can J Zool 82:688–693

Barré K, Le Viol I, Bas Y, Julliard R, Kerbiriou C (2018) Estimating habitat loss due to wind turbine avoidance by bats: Implications for European siting guidance. Biol Cons 226:205–214

Bartonička T, Řehák Z (2007) Influence of the microclimate of bat boxes on their occupation by the soprano pipistrelle *Pipistrellus pygmaeus*: possible cause of roost switching. Acta Chiropt 9:517–526

Basile M, Asbeck T, Pacioni C, Mikusiński G, Storch I (2020) Woodpecker cavity establishment in managed forests: relative rather than absolute tree size matters. Wildl Biol 2020:wlb.00564

Bass HE, Sutherland LC, Zuckerwar AJ (1972) Atmospheric absorption of sound: analytical expressions. J Acoust Soc Am 52:2019–2021

Bayerische Staatsministerien (2016) Hinweise zur Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen (Windenergie-Erlass). https://www.stmwi.bayern.de/fileadmin/user_upload/stmwi/publikationen/pdf/Windenergie-Erlass_2016.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

Behr O, Brinkmann R, Korner-Nievergelt F, Nagy M, Niermann I, Reich M, Simon R (Hrsg) (2015) Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen (RENEBAT II). Umwelt und Raum 7, 368 S., Institut für Umweltplanung, Hannover

Behr O, Brinkmann R, Niermann I, Korner-Niervergelt F (2011) Akustische Erfassung der Fledermausaktivität an Windenergieanlagen. In: Brinkmann R, Behr O, Niermann I, Reich M (Hrsg) Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen. Cuvillier, Göttingen, S 177–286

Behr O, Eder D, Marckmann U, Mette-Christ H, Reisinger N, Runkel V, von Helversen O (2007) Akustisches Monitoring im Rotorbereich von Windenergieanlagen und methodische Probleme beim Nachweis von Fledermaus-Schlagopfern – Ergebnisse aus Untersuchungen im mittleren und südlichen Schwarzwald. Nyctalus 12:115–127

Behr O, Brinkmann R, Hochradel K, Mages J, Korner-Nievergelt F, Reinhard H, Simon R, Stiller F, Weber N, Nagy M (2018) Bestimmung des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen in der Planungspraxis – Endbericht des Forschungsvorhabens gefördert durch das Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (Förderkennzeichen 0327638E). Erlangen, Freiburg, Ettiswil.

Berger KM, Gese EM (2007) Does interference competition with wolves limit the distribution and abundance of coyotes? J Anim Ecol 76:1075–1085

Berger-Tal O, Berger-Tal R, Korine C, Holderied MW, Fenton MB (2008) Echolocation calls produced by Kuhl's pipistrelles in different flight situations. J Zool 274:59–64

Berthinussen A, Richardson OC, Altringham JD (2021) Bat conservation: global evidence for the effects of interventions, Conservation evidence series synopses. University of Cambridge, Cambridge

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2020) Die Lage der Natur in Deutschland – Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. 62 S Die Lage der Natur in Deutschland (bmu.de) (aufgerufen am 29.11.2021). https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Naturschutz/bericht_lage_natur_2020_bf.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Energie) (2021) Erneuerbare Energien. https://www.bmwi.de/Redaktion/DE/Dossier/erneuerbare-energien.html. Zugegriffen am 14.01.2022

Brabant R, Laurent Dolap U, Degraer S, Poerink BJ (2018) Comparing the results of four widely used automated bat identification software programs to identify nine bat species in coastal Western Europe. Belgian J Zool 148:119–128

Braun De Torrez EC, Samoray ST, Silas KA, Wallrichs MA, Gumbert MW, Ober HK, McCleery RA (2017) Acoustic lure allows for capture of a high-flying, endangered bat. Wildl Soc Bull 41:322–328

Brinkmann R, Behr O, Niermann I, Reich M (2011) Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen: Ergebnisse eines Forschungsvorhabens. Umwelt Raum 4:457 S

Budenz T, Gessner B, Lüttmann J, Molitor F, Servatius K, Veith M (2017) Up and down: western barbastelles actively explore lattice towers – implications for mortality at wind turbines? Hystrix 28:272–276

Burgin CJ, Colella JP, Kahn PL, Upham NS (2018) How many species of mammals are there? J Mammal 99:1–14

Burt WH (1943) Territoriality and home range concepts as applied to mammals. J Mammal 24:346–252

BVerfG (2018) Beschluss des Ersten Senats vom 23. Oktober 2018 – 1 BvR 2523/13 –, Rn. 1–36. https://www.bundesverfassungsgericht.de/SharedDocs/Entscheidungen/DE/2018/10/rs20181023_1bvr252313.html. Zugegriffen am 14.01.2022

Chaves-Ramierez S, Castillo-Salazar C, Sanchez-Chavarria M, Solis-Hernandez H, Chaverri G (2022) Comparing the efficiency of monofilament and traditional nets for capturing bats. R Soc Open Sci 8:211404

Clement MJ, Murray KL, Solick DI, Gruver JC (2014) The effect of call libraries and acoustic filters on the identification of bat echolocation. Ecol Evol 4:3482–3493

Cryan PM, Jameson JW, Baerwald EF, Willis CKR, Barclay RMR, Apple Snider E, Crichton EG (2012) Evidence of late-summer mating readiness and early sexual maturation in migratory tree-roosting bats found dead at wind turbines. PLoS ONE 7:e47586

Cryan PM, Gorresen PM, Hein CD, Schirmacher MR, Diehl RH, Huso MMP, Hayman DTS, Fricker PD, Bonaccorso FJ, Johnson DH (2014) Behavior of bats at wind turbines. Proc Natl Acad Sci USA 111:15126–15131

Deutsche Windguard (2021) Status des Windenergieausbaus an Land in Deutschland. https://www.wind-energie.de/themen/zahlen-und-fakten/deutschland/. Zugegriffen am 02.02.2022

Dietz M, Bögelsack K, Dawo B, Krannich A (2013) Habitatbindung und räumliche Organisation der Bechsteinfledermaus. In Dietz C (Hrsg) Populationsökologie und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii*. Beiträge zur Fachtagung in der Trinkkuranlage Bad Nauheim, 25.–26.02.2011. S 85–103

Dietz C, Kiefer A (2020) Die Fledermäuse Europas: Kennen, bestimmen, schützen. 2. Aufl. Kosmos, Stuttgart, S 399

Doerpinghaus A, Eichen C, Gunnemann H, Leopold P, Neukirchen M, Petermann J, Schröder E (2005) Methoden zur Erfassung von Arten der Anhänge IV und V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Natursch Biol Vielfalt 20:454

Domínguez del Valle J, Cervantes Peralta F, Arjona J (2020) Factors affecting carcass detection at wind farms using dogs and human searchers. J Appl Ecol 57:1926–1935

Dürr T (2021a) Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Vögel und Fledermäuse. Fledermäuse in Deutschland. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. Stand 7. Mai 2021 https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Fledermaeuse-Uebersicht-de.xlsx. Zugegriffen am 14.01.2022

Dürr T (2021b) Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Vögel und Fledermäuse. Fledermäuse in Europa. Daten aus der zentralen Fundkartei der Staatlichen Vogelschutzwarte im Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg. Stand 7. Mai 2021 https://lfu.brandenburg.de/sixcms/media.php/9/Fledermaeuse-Uebersicht-Europa.xlsx. Zugegriffen am 14.01.2022

Encarnação J, Becker N (2018) Seminatürliche Fledermaushöhlen als funktionaler CEF-Ausgleich – Ergebnisse aus einem 7-jährigen Monitoringprojekt und Mikroklimaanalysen. Tagung „Evidenzbasierter Fledermausschutz 2018“ (Poster). https://www.researchgate.net/project/Seminatuerliche-Fledermaushoehlen-FH1500C-als-kurzfristig-funktionale-Interimsloesung-zum-Ausgleich-von-Baumhoehlenverlust. Zugegriffen am 15.03.2022

European Commission (2007) Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 92/43/EEC 88. 88 p.

Evans LB, Bass HE, Sutherland LC (1971) Atmospheric absorption of sound: theoretical predictions. J Acoust Soc Am 51:1565–1575

Ferre M, de Lucas M, Janss GFE, Casado E, Muñoz AR, Bechard MJ, Calabuig CP (2012) Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. J Appl Ecol 49:38–46

Ferreira DF, Jarrett C, Atagana PJ, Powell LL, Rebelo H (2021) Are bat mist nets ideal for capturing bats? From ultrathin to bird nets, a field test. J Mammal 102:1627–1634

Fleischmann D, Kerth G (2014) Roosting behavior and group decision making in 2 syntopic bat species with fission-fusion societies. Behav Ecol 25:1240–1247

Francis CM (1989) A comparison of mist nets and two designs of harp traps for capturing bats. J Mammal 70:865–870

Frick WF, Baerwald EF, Pollock JF, Barclay RMR, Szymanski JA, Weller TJ, Russel AL, Loeb SC, Medellin RA, McGuire LP (2017) Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. Biol Conserv 209:172–177

Frick WF, Kingston T, Flanders J (2019) A review of the major threats and challenges to global bat conservation. Ann NY Acad Sci 1469:5–25

Fritsch G, Bruckner A (2017) Operator bias in software-aided bat call identification. Ecol Evol 4:2703–2713

Fritze M, Lehnert LS, Heim O, Lindecke O, Röleke M, Voigt CC (2020) Windenergievorhaben und Fledermausschutz: Was fordern Expert*innen zur Lösung des Grün-Grün-Dilemmas? In: Voigt CC (Hrsg) Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben. Springer, Berlin, S 161–173

Gebhard F, Kötteritzsch A, Lüttmann J, Kiefer A, Hendler R, Veith M (2016) Bewirken Arbeitshilfen eine Qualitätssteigerung von Fachgutachten zu Fledermäusen bei der Planung von Windenergieanlagen? Natursch Landschaftspl 48:177–183

Getz WM, Wilmers CC (2004) A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. Ecography 27:489–505

Getz WM, Fortmann-Roe S, Cross PC, Lyons AJ, Ryan SJ, Wilmers CC (2007) LoCoH: nonparameteric kernel methods for constructing home ranges and utilization distributions. PloSOne 2:e207

Graf M, Frede M (2013) Zur Quartier- und Raumnutzung von Bechsteinfledermäusen in ehemaligen Eichen-Niederwäldern des Kreises Siegen-Wittgenstein (Nordrhein-Westfalen). In Dietz C (Hrsg) Populationsökologie und Habitatansprüche der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii*. Beiträge zur Fachtagung in der Trinkkuranlage Bad Nauheim, 25.–26.02.2011. S 269–279

Grün W (2016) CEF-Maßnahmen in der Planungspraxis. Natursch Landschaftspl 48:234–236

Gukasova A, Vlaschenko A (2011) Effectiveness of mist-netting of bats (Chiroptera, Mammalia) during the non-hibernation period in oak forests of Eastern Ukraine. Acta Zool Cracov Ser A Vertebrata 54:77–93

Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H, Hofland N, Schwan H, Stenmans W, Müller A, Sumser H, Hörrer T, Goulson D, de Kroon H (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS One 12:e0185809

Happ C, Sutor A, Hochradel K (2021) Methodology for the automated visual detection of bird and bat collision fatalities at onshore wind turbines. J Imaging 7:272

Hein C, Gruver J, Arnett E (2013) Relating pre-construction bat activity and post-construction bat-fatality to predict risk at wind energy facilities: a synthesis. Bericht im Auftrag des National Renewable Energy Laboratory. Golden, S 21. https://tethys.pnnl.gov/publications/relating-pre-construction-bat-activity-post-construction-bat-fatality-predict-risk. Zugegriffen am 14.01.2022

von Helversen O, Heller K-G, Mayer F, Nemeth A, Volleth M, Gombkötö P (2001) Cryptic mammalian species: a new species of whiskered bat (*Myotis alcathoe* n. sp.) in Europe. Naturwissenschaften 88:217–223

Hill DA, Armstrong KN, Barden PA (2015) Preliminary assessment suggests that acoustic lures can increase capture rates of Australian echolocating bats. Aust Mammal 37:104–106

Hill DA, Greenway F (2005) Effectiveness of an acoustic lure for surveying bats in British woodlands. Mammal Rev 35:116–122

Hillen J, Kiefer A, Veith M (2009) Foraging site fidelity shapes the spatial organisation of a population of female western barbastelle bats. Biol Cons 142:817–823

Hillen J, Kiefer A, Veith M (2010) Interannual fidelity to roosting habitat and flight paths by female western barbastelle bats. Acta Chiropt 12:187–195

Hillen J, Veith M (2013) Resource partitioning in three syntopic forest-dwelling European bat species (Chiroptera: Vespertilionidae). Mammalia 77:71–80

Hiryua S, Bates ME, Simmons JA, Riquimaroux H (2010) FM echolocating bats shift frequencies to avoid broadcast-echo ambiguity in clutter. Proc Nat Acad Sci USA 107:7048–7053

HMUKLV/HMWEVW (Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und des Hessischen Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Wohnen) (2020) Gemeinsamer Runderlass des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und des Hessischen Ministeriums für Wirtschaft, Energie, Verkehr und Wohnen; Verwaltungsvorschrift (VwV) „Naturschutz/Windenergie“. https://www.rv.hessenrecht.hessen.de/bshe/document/VVHE-VVHE000017550. Zugegriffen am 14.01.2022

Holbech LH (2020) The elevated mist-net frame: a robust and versatile manoeuvrable design for capturing upper strata birds. Methods Ecol Evol 11:1086–1091

Horn JW, Arnett EB, Kunz TH (2008) Behavioral responses of bats to operating wind turbines. J Wildl Manag 72:123–132

Hurst J, Balzer S, Biedermann M, Dietz C, Dietz M, Höhne E, Karst I, Petermann R, Schorcht W, Steck C, Brinkmann R (2015) Erfassungsstandards für Fledermäuse bei Windkraftprojekten in Wäldern. Natur Landschaft 90:157–168

Hurst J, Biedermann M, Dietz C, Dietz M, Karst I, Krannich E, Petermann R, Schorcht W, Brinkmann R (Hrsg) (2016) Fledermäuse und Windkraft im Wald. Natursch Biol Vielfalt 153:400. Bonn-Bad Godesberg (Bundesamt für Naturschutz)

Hurst J, Biedermann M, Dietz C, Dietz M, Reers H, Karst I, Petermann R, Schorcht W, Brinkmann R (2020) Windkraft im Wald und Fledermausschutz – Überblick über den Kenntnisstand und geeignete Erfassungsmethoden und Maßnahmen. In: Voigt CC (Hrsg) Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben. Springer, Berlin, S 29–54

Hutterer R, Ivanova T, Meyer-Cords C, Rodrigues L (2005) Bat migrations in Europe: a review of literature and analysis of banding data. Naturschutz Biol Vielfalt 28:1–172

IPCC (2021) Summary for policymakers. In Masson-Delmotte V, Zhai P, Pirani A, Connors SL, Péan C, Berger S, Caud N, Chen Y, Goldfarb L, Gomis MI, Huang M, Leitzell K, Lonnoy E, Matthews JBR, Maycock TK, Waterfield T, Yelekçi O, Yu R, Zhou B (Hrsg) Climate change 2021. The physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press

IWES F (2018) Ausbaustand und Ausbauziele der Windenergie in den Bundesländern. Stand 2018. http://windmonitor.iee.fraunhofer.de/windmonitor_de/3_Onshore/7_karten/. Zugegriffen am 14.01.2022

Jameson JW, Willis CKR (2014) Activity of tree bats at anthropogenic tall structures: implications for mortality of bats at wind turbines. Anim Behav 97:145–152

Kalko EKV, Schnitzler HU (1993) Plasticity in echolocation signals of European pipistrelle bats in search flight: implications for habitat use and prey detection. Behav Ecol Sociobiol 33:415–428

Kenward R (2001) A manual for wildlife radio tagging. Academic Press, San Diego/London

Kerth G, König B (1999) Fission, fusion and non-random associations in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). Behaviour 136:1187–1202

Kingston T, Francis CM, Akbar Z, Kunz TH (2003) Species richness in an insectivorous bat assemblage from Malaysia. J Trop Ecol 19:67–79

KNE (Kompetenzzentrum Naturschutz und Energiewende) (2018) Synopse der technischen Ansätze zur Vermeidung von potenziellen Auswirkungen auf Vögel und Fledermäuse durch die Windenergienutzung. https://www.naturschutz-energiewende.de/wp-content/uploads/2018/. Zugegriffen am 25.01.2022

KNE (Kompetenzzentrum Naturschutz und Energiewende) (2019) Empfehlungen für die Qualitätssicherung von Fledermausgutachten in Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen – Ergebnisse eines KNE-Fachdialogs. https://www.naturschutz-energiewende.de/dialog/empfehlungen-fuer-die-qualitaetssicherung-von-fledermausgutachten-in-planung-und-genehmigung-von-windenergieanlagen-2/. Zugegriffen am 05.03.2022

Korner-Nievergelt F, Korner-Nievergelt P, Behr O, Niermann I, Brinkmann R, Hellriegel B (2011) A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. Wildl Biol 17:350–363

Kotowska D, Zegarek M, Osojca G, Satory A, Pärt T, Zmihorski M (2020) Spatial patterns of bat diversity overlap with woodpecker abundance. PeerJ 8:1–18

Kruszynski C, Bailey LD, Bach L, Bach P, Fritze M, Lindecke O, Teige T, Voigt CC (2022) High vulnerability of juvenile Nathusius' pipistrelle bats (*Pipistrellus nathusii*) at wind turbines. Ecol Appl 2022:e2513

Kunz TH, Parsons S (2009) Ecological and behavioral methods for the study of bats, 2. Aufl. The John Hopkins University Press, Baltimore

Kurtze W (2013) Chiropterologische Gutachten – Kritik und Vorschläge zur Optimierung. Nyctalus (N.F.) 18:11–21

LANA (Länderarbeitsgemeinschaft Naturschutz) (2009) Hinweise zu zentralen unbestimmten Rechtsbegriffen des Bundesnaturschutzgesetztes. 26 S. https://pudi.lubw.de/detailseite/-/publication/49599. Zugegriffen am 14.01.2022

Laforge A, Archaux F, Coulon A, Sirami C, Froidevaux J, Gouix N, Ladet S, Martin H, Barré K, Roemer C, Claireau F, Kerbiriou C, Barbaro L (2021) Landscape composition and life-history traits influence bat movement and space use: analysis of 30 years of published telemetry data. Global Eco Biogeography 2012:1–13

LANU (Landesamt für Natur und Umwelt) (2008) Empfehlungen zur Berücksichtigung tierökologischer Belange bei Windenergieplanungen in Schleswig-Holstein. https://www.umweltdaten.landsh.de/nuis/upool/gesamt/windenergie/windenergie.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

Law BS, Reinhold L, Pennay M (2002) Geographic variation in the echolocation calls of *Vespadelus* spp. (Vespertilionidae) from New South Wales and Queensland, Australia. Acta Chiropt 4:201–215

Lehnert LS, Kramer-Schadt S, Schönborn S, Lindecke O, Niermann I, Voigt CC (2014) Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. PLoS One 9:e103106

Leitl R (2020) Fledermäuse in Wäldern Nordostbayerns. Erfassung vorhandener Kästen und deren Belegung in einer Synchronzählung im Sommer 2017. Bayerisches Landesamt für Umwelt und den Bayerischen Staatsforsten, Augsburg, S 117

Lemen C, Freeman P, White JA, Andersen BR (2015) The problem of low agreement among automated identification programs for acoustical surveys of bats. West North Am Nat 75:218–225

LfU BY (Landesamt für Umwelt Bayern) (2017a) Arbeitshilfe Fledermausschutz und Windkraft. Teil 1: Fragen und Antworten. Fachfragen des bayerischen Windenergie-Erlasses. https://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=eshop&DIR=eshop&ACTIONxSETVAL(artdtl.htm,APGxNODENR:34,AARTxNR:lfu_nat_00329,AARTxNODENR:350310,USERxBODYURL:artdtl.htm,KATALOG:StMUG,AKATxNAME:StMUG,ALLE:x)=X. Zugegriffen am 14.01.2022

LfU BY (Landesamt für Umwelt Bayern) (2017b) Arbeitshilfe Fledermausschutz und Windkraft. Teil 2: Verringerung des Kollisionsrisikos. Fachfragen des bayerischen Windenergie-Erlasses. https://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=eshop&DIR=eshop&ACTIONxSETVAL(artdtl.htm,APGxNODENR:34,AARTxNR:lfu_nat_00330,AARTxNODENR:350311,USERxBODYURL:artdtl.htm,KATALOG:StMUG,AKATxNAME:StMUG,ALLE:x)=X. Zugegriffen am 14.01.2022

LfU BY (Landesamt für Umwelt Bayern) (2017c) Arbeitshilfe Fledermausschutz und Windkraft. Teil 3: Schlussfolgerungen aus dem Gondelmonitoring. Fachfragen des bayerischen Windenergie-Erlasses. https://www.bestellen.bayern.de/application/applstarter?APPL=eshop&DIR=eshop&ACTIONxSETVAL(artdtl.htm,APGxNODENR:34,AARTxNR:lfu_nat_00331,AARTxNODENR:350312,USERxBODYURL:artdtl.htm,KATALOG:StMUG,AKATxNAME:StMUG,ALLE:x)=X. Zugegriffen am 14.01.2022

LfU RLP (Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz) (2018) Arbeitshilfe Mopsfledermaus. https://lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Naturschutz/Dokumente/Erneuerbare_Energien/Arbeitshilfe_Mopsfledermaus_2018_07_23_LfU_final_MUEEF.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

Lindemann C, Proelß A, Veith M. (o. J.) Is the ‚bat population' a non-operational concept for statutory protection?

Lindemann C, Runkel V, Kiefer A, Lukas A, Veith M (2018) Abschaltalgorithmen für Fledermäuse an Windenergieanlagen – Eine naturschutzfachliche Bewertung. Natursch Landschaftspl 50:418–425

Lintott PR, Fuentes-Montemayor E, Goulson D, Park KJ (2013) Testing the effectiveness of surveying techniques in determining bat community composition within woodland. Wildl Res 40:675

Lintott PR, Richardson SM, Hosken DJ, Fensome SA, Mathews F (2016) Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. Curr Biol 26:R1135–R1136

Lintott PR, Davison S, Van Breda J, Kubasiewicz L, Dowse D, Daisley J, Mathews F (2017) Ecobat: an online resource to facilitate transparent, evidence-based interpretation of bat activity data. Ecol Evol 8:935–941

Long CV, Flint JA, Lepper PA (2011) Insect attraction to wind turbines: does colour play a role? Eur J Wildl Res 57:323–331

LUBW (Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg) (2014) Hinweise zur Untersuchung von Fledermausarten bei Bauleitplanung und Genehmigung für Windenergieanlagen. https://mlr.baden-wuerttemberg.de/fileadmin/redaktion/m-mlr/intern/Untersuchungsumfang_Fledermaeuse_Endfassung_01_04_2014.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

Lukas A (2016) Vögel und Fledermäuse im Artenschutzrecht. Die planerischen Vorgaben des §44 BNatSchG. Natursch Landschaftspl 48:289–295

LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie) (2010) Leitfaden Artenschutz in Mecklenburg-Vorpommern – Hauptmodul Planfeststellung/Genehmigung. https://www.lung.mv-regierung.de/dateien/artenschutz_leitfaden_planfeststellung_genehmigung.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie) (2016) Artenschutzrechtliche Arbeits- und Beurteilungshilfe für die Errichtung und den Betrieb von Windenergieanlagen (AAB-WEA), Teil Fledermäuse. https://www.lung.mv-regierung.de/dateien/aab_wea_fled.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

MacSwiney GMC, Clarke FM, Racey PA (2008) What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. J Appl Ecol 45:1364–1371

Marques JT, Ramos Pereira MJ, Marques TA, Santos CD, Santana J, Beja P, Palmeirim JM (2013) Optimizing sampling design to deal with mist-Net avoidance in Amazonian birds and bats. PLoS ONE 8:e74505

Mathews F, Swindells M, Goodhead R, August TA, Hardman P, Linton DM, Hosken DJ (2013) Effectiveness of search dogs compared with human observers in locating bat carcasses at wind-turbine sites: a blinded randomized trial. Wildl Soc Bull 37:34–40

Meinig H, Boye P, Dähne M, Hutterer R, Lang J (2020) Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. Natursch Biol Vielfalt 170:73

MELUR und LLUR (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume; Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume) (2016) Errichtung von Windenergieanlagen (WEA) innerhalb des potenziellen Beeinträchtigungsbereiches und des Prüfbereiches bei einigen sensiblen Großvogelarten. https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/E/eingriffsregelung/Downloads/errichtungWEA.pdf?__blob=publicationFile&v=3. Zugegriffen am 02.02.2022

MELUR und LLUR (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume; Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume) (2017) Integration artenschutzrechtlicher Vorgaben in Windkraftgenehmigungen nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz (BlmSchG). https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/A/artenschutz/Downloads/artenschutzrechtlicheVorgaben.pdf?__blob=publicationFile&v=4. Zugegriffen am 14.01.2022

Meschede A, Heller K-G (2000) Ökologie und Schutz von Fledermäusen in Wäldern. Schriftenr Landschaftspfl Natursch 66:374

Meschede A, Schorcht W, Karst I, Biedermann M, Fuch, D, Bontadina F (2017) Wanderrouten der Fledermäuse. BfN-Skripten 453:237

MKULNV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2013) Leitfaden „Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen" für die Berücksichtigung artenschutzrechtlich erforderlicher Maßnahmen in Nordrhein-Westfalen. https://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/web/babel/media/20130205_nrw_leitfaden_massnahmen.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

MKULNV (Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen) (2017) Leitfaden „Methodenhandbuch zur Artenschutzprüfung in Nordrhein-Westfalen – Bestandserfassung und Monitoring". https://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/web/babel/media/20170309_methodenhandbuch%20asp%20einfuehrung.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

MLUL (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft)) (2010) Handlungsempfehlung zum Umgang mit Fledermäusen bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen in Brandenburg (Anlage 3 zum WEE). https://mluk.brandenburg.de/cms/media.php/lbm1.a.3310.de/Windkrafterlass_Anlage3.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

Mortimer G (2006) Foraging, roosting and survival of natterer's bats, *Myotis nattereri*, in a commercial coniferous plantation. Unpublished PhD thesis, University of St Andrews. https://research-repository.st-andrews.ac.uk/handle/10023/6483. Zugegriffen am 23.02.2022

Müller J, Brandl R, Buchner J, Pretzsch H, Seifert S, Strätz C, Veith M, Fenton B (2013) From ground to above canopy—Bat activity in mature forests is driven by vegetation density and height. Forest Ecol Manag 306:79–184

MUGV (Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz) (2014) Leitfaden des Landes Brandenburg für Planung, Genehmigung und Betrieb von Windkraftanlagen im Wald. https://lewatana.de/wp-content/uploads/2016/12/Brandenburg_Leitfaden-WKA-im-Wald_Mai-2014.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

MULE (Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Energie) (2018) Leitfaden „Artenschutz an Windenergieanlagen in Sachsen-Anhalt". 47 S https://mule.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/MLU/04_Energie/Erneuerbare_Energien/Windenergie/181126_Leitlinie_Artenschutz_Windenergieanlagen_barrierefrei.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

MULNV, LANUV (Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz; Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz) (2017) Leitfaden „Umsetzung des Arten- und Habitatschutzes bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen in Nordrhein-Westfalen". https://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/web/babel/media/20171110_nrw%20leitfaden%20wea%20artenhabitatschutz_inkl%20einfuehrungserlass.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

Murray KL, Britzke ER, Robbins LW (2001) Variation in search-phase calls of bats. J Mammal 82:728–737

Nicholls B, Racey PA (2007) Bats avoid radar installations: could electromagnetic fields deter bats from colliding with wind turbines? PLoS ONE 2(3):e297

Niermann I, Brinkmann R, Korner-Nievergelt F, Behr O (2011) Systematische Schlagopfersuche – Methodische Rahmenbedingungen, statistische Analyseverfahren und Ergebnisse. In Brinkmann R, Behr O, Niermann I, Reich M. Entwicklung von Methoden zur Untersuchung und Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an On shore-Windenergieanlagen. Göttingen, Cuvillier, Umwelt und Raum 4, S 40–115

Niermann I, Korner-Nievergelt F, Brinkmann R, Behr O (2015) Kollisionsopfersuchen als Grundlage zur Überprüfung der Wirksamkeit von Abschaltalgorithmen. In Reduktion des Kollisionsrisikos von Fledermäusen an Onshore-Windenergieanlagen (RENEBAT II). Behr O, Brinkmann R, Korner-Nievergelt F, Nagy M, Niermann I, Reich M, Simon R (Hrsg) Hannover, Institut für Umweltplanung: Umwelt und Raum 7, S 165–204

NMUEK (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz) (2016) Leitfaden „Umsetzung des Artenschutzes bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen in Niedersachsen". https://www.umwelt-online.de/regelwerk/cgi-bin/suchausgabe.cgi?pfad=/bau/laender/nds/wealeitf16.htm&such=RdErl. Zugegriffen am 14.01.2022

Obrist MK, Boesch R, Flückiger PF (2007) Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. Mammalia 68:307–322

O'Mara MT, Wikelski M, Dechmann DKN (2014) 50 Years of bat tracking: device attachment and future directions. Meth Ecol Evol 5:311–319

O'Shea TJ, Bogan MA, Ellison LE (2003) Monitoring trends in bat populations of the United States and territories: status of the science and recommendations for the future. Wildl Soc Bul 31:16–29

O'Shea TJ, Cryan PM, Hayman DT, Plowright RK, Streicker DG (2016) Multiple mortality events in bats: a global review. Mammal Rev 46:175–190

Philipp-Gerlach U (2017) Fledermauskästen und Nutzungsverzicht in Wäldern erfüllen die Anforderungen an vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) nicht. Recht der Natur – Schnellbrief 205:68–69

Regnery B, Couvet D, Kubarek L, Julien JF, Kerbiriou C (2013a) Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. Ecol Indicators 34:221–230

Regnery B, Paillet Y, Couvet D, Kerbiriou C (2013b) Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? Forest Ecol Manag 295:118–125

Richardson SM, Lintott PR, Hosken DJ, Economou T, Mathews F (2021) Peaks in bat activity at turbines and the implications for mitigating the impact of wind energy developments on bats. Sci Rep 11:3636

Rodrigues L, Bach L, Dubourg-Savage M-J, Karapandža B, Kovač D, Kervyn T, Dekker J, Kepel A, Bach P, Collins J, Harbusch C, Park K, Micevski B, Mindermann J (2016) Leitfaden für die Berücksichtigung von Fledermäusen bei Windenergieprojekten – Überarbeitung 2014. EUROBATS Publication Series No. 6, UNEP/EUROBATS Sekretariat, Bonn, Deutschland, S 146

Romano WB, Skalski JR, Townsend RL, Kinzie KW, Coppinger KD, Miller MF (2019) Evaluation of an acoustic deterrent to reduce bat mortalities at an Illinois wind farm. Wildl Soc Bull 43:608–618

Rueegger N (2016) Bat boxes—a review of their use and application, past, present and future. Acta Chiropt 18:279–299

Runge H, Simon M, Widdig T (2009) Rahmenbedingungen für die Wirksamkeit von Maßnahmen des Artenschutzes bei Infrastrukturvorhaben, FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz. Bonn, S 97

Runkel V, Gerding G, Marckmann U (2018) Handbuch: Praxis der akustischen Fledermauserfassung. tredition, Hamburg, S 244

Runkel V (2020) Akustische Erfassung von Fledermäusen – Möglichkeiten und Grenzen im Bau und Betrieb von Windkraftanlagen. In: Voigt CC (Hrsg) Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben. Springer, Berlin, S 3–27

Russ J (2021) Bat calls of Britain and Europe. A guide to species identification. Pelagic Publishing (Exeter), S 462

Russo D, Voigt CC (2016) The use of automated identification of bat echolocation calls in acoustic monitoring: a cautionary note for a sound analysis. Ecol Indicators 66:598–602

Russo D, Ancillotto L, Jones G (2018) Bats are still not birds in the digital era: echolocation call variation and why it matters for bat species identification. Can J Zool 96:63–78

Rydell J, Bach L, Dubourg-Savage MJ, Green M, Rodrigues L, Hedenström A (2010) Bat mortality at wind turbines in northwestern Europe. Acta Chiropt 12:261–274

Rydell J, Nyman S, Eklöf J, Jones G, Russo D (2017) Testing the performances of automated identification of bat echolocation calls: a request for prudence. Ecol Indicators 78:416–420

Samoray ST, Gumbert MW, Roby PL, Janos GA, Borthwick RR (2019) Effectiveness of acoustic lures for increasing Indiana bat captures in mist-nets. J Fish Wildl Manag 10:206–212

Sändig S, Schnitzler HU, Denzinger A (2014) Echolocation behaviour of the big brown bat (*Eptesicus fuscus*) in an obstacle avoidance task of increasing difficulty. J Exper Biol 217:2876–2884

Schnitzler HU, Kalko EKV (2001) Echolocation by insect-eating bats. Bioscience 51:557–569

Schuler KL, Schroeder GM, Jenks JA, Kie JG (2014) Ad hoc smoothing parameter performance in kernel estimates of GPS-derived home ranges. Wildl Biol 20:259–266

Schirmacher MR (2020) Evaluating the effectiveness of an ultrasonic acoustic deterrent in reducing bat fatalities at wind energy facilities. United States: N. p. https://doi.org/10.2172/1605929. https://www.osti.gov/biblio/1605929. Zugegriffen am 25.01.2022

Segers J, Broders H (2014) Interspecific effects of forest fragmentation on bats. Can J Zool 92:665–673

Seibold S, Gossner MM, Simons NK, Blüthgen N, Müller J, Ambarlı D, Ammer C, Bauhus J, Fischer M, Habel JC, Linsenmair KE, Nauss T, Penone C, Prati D, Schall P, Schulze E-D, Vogt J, Wöllauer S, Weisser WW (2019) Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. Nature 574:671–674

Silverman BW (1986) Density estimation for statistics and data analysis, Monographs on statistics and applied probability, 26. Chapman & Hall, Boca Raton

Simon R, Hochradel K, Mages J, Nagy M, Naucke A, Niermann I, Webea N, Behr O (2015) Methoden akustischer Erfassung der Fledermausaktivität an Windenergieanlagen. Umwelt Raum 7:39–80

Singer D, Hondong H, Dietz M (2021) Habitat use of Bechstein's bat (*Myotis bechsteinii*) and woodpeckers reveals the importance of old-growth features in European beech forests. Forest Ecol Manag 498:119547

Smallwood KS, Bell DA, Standish S (2020) Dogs detect larger wind energy effects on bats and birds. J Wildl Manag 84:852–864

Stidsholt L, Greif S, Goerlitz HR, Beedholm K, Macaulay J, Johnson M, Madsen PT (2021) Hunting bats adjust their echolocation to receive weak prey echoes for clutter reduction. Sci Adv 7:eabf1367

Thomas DW, Bell GP, Fenton MB (1987) Variation in echolocation call frequencies recorded from North American Vespertilionid bats: a cautionary note. J Mammal 68:842–847

TLUG (Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie) (2015) Arbeitshilfe zur Berücksichtigung des Fledermausschutzes bei der Genehmigung von Windenergieanlagen (WEA) in Thüringen. https://tlubn.thueringen.de/fileadmin/000_TLUBN/Naturschutz/Dokumente/1_zool_artenschutz/artenschutz_windenergie/arbeitshilfe_fledermause_und_windkraft_thuringen_20160121_.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

Trautner J (2020) Artenschutz. Rechtliche Pflichten, fachliche Konzepte, Umsetzung in der Praxis. Ulmer, Stuttgart, S 218

Trenz M (2015) Deskriptive Auswertung der Datengrundlage und Konfliktbewertung von Fledermaus-Gutachten in Rheinland-Pfalz. Unveröffentlichte Bachelorarbeit, Universität Trier. https://www.uni-trier.de/fileadmin/fb6/prof/BIO/Datenbank_sortiert/03Forschung/Projekte/BatLab/Bachelorarbeit.Trenz.2015.pdf. Zugegriffen am 25.01.2022

Trusch R, Falkenberg M, Mörtter R (2020) Auswirkung von Windenergieanlagen auf nachtaktive Insekten. Carolinea 78:73–128

UMK (Umweltministerkonferenz) (2020) Ergebnisprotokoll zur 94. Umweltministerkonferenz am 15. Mai 2020. https://www.umweltministerkonferenz.de/Dokumente-UMK-Protokolle.html. Zugegriffen am 02.02.2022

Vanderelst D, Holderied MW, Peremans H (2015) Sensorimotor model of obstacle avoidance in echolocating bats. PLoS Comput Biol 11:1–31

Veith M, Buglowski S, Frohn F, Kiefer A, Runkel V (2022) Wie sensibel reagiert ProBat auf Änderungen der Windgeschwindigkeit und der festgelegten Schlagopferzahl von Fledermäusen? Ein Vergleich der Programmversionen 5.4, 6.2 und 7.0. Natursch Landschaftspl 54:24–31

Voigt CC (2020) Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben. Springer, Berlin/Heidelberg, S 178

Voigt CC (2021) Insect fatalities at wind turbines as biodiversity sinks. Cons Sci Prac 3:e366

Voigt, CC, Kingston, T (Hrsg) (2016) Bats in the anthropocene. Conservation of bats in a changing world. Springer, Heidelberg, S 606

Voigt CC, Lehnert LS, Petersons G, Adorf F, Bach L (2015) Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. Eur J Wildl Res. http://link.springer.com/10.1007/s10344-015-0903-y. Zugegriffen am 14.01.2022.

Voigt CC, Rehning K, Lindecke O, Pētersons G (2018) Migratory bats are attracted by red light but not by warm- white light: implications for the protection of nocturnal migrants. Ecol Evol 8:9353–9361

Voigt CC, Roeleke M, Heim O, Lehnert LS, Fritze M, Lindecke O (2020) Expert*innenbewertung der Methoden zum Fledermausmonitoring bei Windkraftvorhaben. In: Voigt CC (Hrsg) Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben. Springer, Berlin, S 57–76

Voigt CC, Roeleke M, Marggraf L, Pētersons G, Voigt-Heucke SL (2017) Migratory bats respond to artificial green light with positive phototaxis. PLoS ONE 12:e0177748

Voigt CC, Russo D, Runkel V, Goerlitz HR (2021) Limitations of acoustic monitoring at wind turbines to evaluate fatality risk of bats. Mammal Rev 51:559–570

Vonhof MJ, Barclay RMR (1996) Roost-site selection and roosting ecology of forest-dwelling bats in southern British Columbia. Can J Zool 74:1797–1805

VSW HE, RP und SL und LUWG (Staatliche VSW für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland; Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht) (2012) Naturschutzfachlicher Rahmen zum Ausbau der Windenergienutzung in Rheinland-Pfalz. Artenschutz (Vögel,

Fledermäuse) und NATURA 2000-Gebiete. https://lfu.rlp.de/fileadmin/lfu/Naturschutz/Dokumente/Erneuerbare_Energien/Naturschutzfachlicher-Rahmen-zum-Ausbau-der-Windenergienutzung-RLP_VSW-LUWG_2012.pdf.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

Wagner S (2021) Zur Rolle artenschutzrechtlicher Ausnahmen im Rahmen der raumordnerischen Konzentrationszonenplanung für die Windenergie: Ausnahmevoraussetzungen nach 45 Abs. 7 S. 1 BNatSchG. Nat Recht 43:803–811

Weber J, Köppel J, Geißler G (2020) Best-Available-Science/Information-Mandat – evidenzbasierter Artenschutz in den USA. In: Voigt CC (Hrsg) Evidenzbasierter Fledermausschutz in Windkraftvorhaben. Springer, Berlin, S 147–160

White GC, Garrott RA (1990) Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press, San Diego

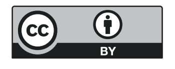
Wilson DE, Mittermeier RA (Hrsg) (2019) Handbook of the mammals of the world. Vol. 9 Bats. Lynx Edicions, Barcelona

Zahn A, Hammer M (2017) Zur Wirksamkeit von Fledermauskästen als vorgezogene Ausgleichsmaßnahme. ANLiegen Natur 39:27–35

Zahn A, Hammer M, Pfeiffer B (2021a) Vermeidungs-, CEF- und FCS-Maßnahmen für vorhabenbedingt zerstörte Fledermausbaumquartiere. Hinweisblatt der Koordinationsstellen für Fledermausschutz in Bayern: 23 S; www.tierphys.nat.fau.de/files/2021/07/empfehlung_vermeidung_cef_fcs-masnahmen_fledermausbaumquartiere_2021.pdf. Zugegriffen am 14.01.2022

Zahn A, Hammer M, Pfeiffer B (2021b) Hinweisblatt zu artenschutzrechtlichen Maßnahmen für vorhabenbedingt zerstörte Fledermausquartiere. ANLiegen Natur 43:11–16

Zeus VM, Reusch C, Kerth G (2018) Long-term roosting data reveal a unimodular social network in large fission-fusion society of the colony-living Natterer's bat (*Myotis nattereri*). Behav Ecol Sociobiol 72:99





8 Evidenzbasierter Fledermausschutz bei Beleuchtungsvorhaben im Außenbereich

Christian C. Voigt und Daniel Lewanzik

Inhaltsverzeichnis

8.1 Einleitung

Die Erfindung des künstlichen Lichts hat es dem Menschen ermöglicht, aus einer primär tagaktiven Nische in die Nacht vorzudringen. Seitdem macht der Mensch die Nacht zum Tag. Inzwischen beträgt die weltweite Zuwachsrate von künstlichem Licht bei Nacht pro Jahr 2–6 % (Hölker et al. 2010; Kyba et al. 2017), wobei der stärkste Zuwachs in den am wenigsten industrialisierten Ländern zu verzeichnen ist. In industrialisierten Ländern, wie Deutschland, Österreich und der Schweiz, ist künstliches Licht bei Nacht allgegenwärtig. Vielerorts ist der Nachthimmel so stark erleuchtet, dass die Milchstraße und sogar die hellsten Sterne nicht mehr zu erkennen sind (Falchi et al. 2016). In den Städten wird zudem die Mondphase, die vielen Tieren als physiologischer Taktgeber dient, durch sogenannten sky glow, also durch Licht, das von Wolken und anderen Partikeln in der Luft zurück zum Boden

C. C. Voigt (✉) · D. Lewanzik
Abteilung Evolutionäre Ökologie, Leibniz-Institut für Zoo- und Wildtierforschung, Berlin, Deutschland
E-Mail: voigt@izw-berlin.de; Lewanzik@izw-berlin.de

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_8

gestreut wird, überdeckt. Neben der Zunahme der von künstlichem Licht bestrahlten Fläche kommt es aktuell auch zu einem Austausch von konventionellen Beleuchtungstypen wie Quecksilber-Hochdrucklampen (Hg-HD) und Natriumdampf-Niederdrucklampen (Na-ND) gegen neuartige Beleuchtungstypen wie Halogen-Metalldampflampen (Ha-MD), Natriumdampf-Hochdrucklampen (Na-HD) und insbesondere Lampen mit Licht emittierenden Dioden (LED) (siehe (Tab. 8.1) für Abkürzungen). Weder bei der Installierung neuer Lampen im Außenbereich noch bei der Umrüstung bestehender Lampen wird in der Regel bedacht, wie sich diese Änderungen auf die lokalen Lebensräume und die Tierwelt auswirken. Vor allem der preisgünstige Betrieb von LED-Lampen kann zu einem Verstärkungseffekt (‚rebounding') führen, bei dem der Kostenvorteil durch die Nutzung von energieeffizienten Lampen zu einer stärken Beleuchtung des Außenbereichs führen kann (Kyba et al. 2017).

Oftmals erhellt das Licht von Straßenlaternen nicht nur den unmittelbaren Zielbereich, sondern tangiert auch Randbereiche, wo es nicht benötigt wird. Diese übermäßige und funktionslose Lichtemission ist ebenso wie das in den Himmel abgegebene Streulicht unnötig und wird daher als Lichtverschmutzung bezeichnet. Lichtverschmutzung kann sich negativ auf Ökosysteme, Wildtiere und Menschen auswirken sowie die natürlichen Ökosystemleistungen beeinträchtigen (Longcore und Rich 2004; Gaston et al. 2012). Aber auch die funktionelle, d. h. zielgerichtete Verwendung von künstlichem Licht kann sich negativ auf die Umwelt auswirken. Zum Beispiel können gebäudebewohnende Fledermäuse unter der Bestrahlung von historischen Gebäuden leiden (Rydell et al. 2017, 2021). Besonders im urbanen Raum kollidieren oftmals die Interessen der Menschen mit denjenigen des Fledermausschutzes. In Bezug auf künstliches Licht bei Nacht gilt es daher, die Interessen des Menschen gegen die ebenso relevanten Bedürfnisse der nachtaktiven Fledermäuse abzuwägen, da der Schutzstatus der Biodiversität als wichtiger gesellschaftlicher Wert akzeptiert und gesetzlich verankert ist.

In Deutschland sind alle Fledermausarten nach § 7 des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) besonders und streng geschützt. Darüber hinaus profitieren sie von einem artenschutzrechtlichen Zugriffsverbot (§ 44 BNatSchG in Deutschland). Zudem sind Fledermäuse in EU-Ländern basierend auf der EU Fauna-Flora-Habitat Richtlinie 92/43/EWG (Anhang II und IV) geschützt. Viele europäische Länder haben zudem die UN-Konvention zum Schutz migrierender Arten („Convention on Migratory Species of Wild Animals") unterzeichnet, welche durch die UNEP/EUROBATS-Vereinbarung (Bonn 1979, London 1991; www.eurobats.org) umgesetzt wird. Dieser hohe Schutzstatus enthält ein individuelles Tötungsverbot sowie das Verbot, die Lebensstätten dieser Artengruppe zu zerstören oder zu verschlechtern. Die UNEP/EUROBATS-Vereinbarung fordert zudem die Vertragsländer dazu auf, einen günstigen Erhaltungszustand der nationalen Fledermausbestände zu erreichen. In der Regel fordert deshalb der Gesetzgeber eine artenschutzfachliche Umweltprüfung, die vor der Durchführung einer Eingriffsmaßnahme klären soll, in welchem Umfang Fledermäuse oder deren Lebensräume potenziell durch jene Maßnahme beeinträchtigt werden können. Basierend auf dieser Umweltprüfung können dann Maßnahmen empfohlen werden, die der

gängigen Hierarchie von Vermeidung, Abschwächung, Kompensation und Verbesserung folgen sollten. Oftmals basieren diese Managementempfehlungen aber nicht auf Evidenzen, also auf wissenschaftlichen Studien, deren Validität im Rahmen eines wissenschaftlichen Begutachtungsprozesses durch Experten überprüft wurde („Peer Review" Prozess). Demnach ist die Wirksamkeit solcher Maßnahmen in vielen Fällen fraglich. Erste Bestrebungen, Managementempfehlungen im Naturschutz hinsichtlich ihrer Wirksamkeit auf eine wissenschaftliche Basis zu stellen, kamen um die Jahrtausendwende im Rahmen der Initiative ‚Evidence-based conservation' (dt.: Evidenzbasierter Arten- und Naturschutz) auf (Sutherland et al. 2004, 2015). Taxon-spezifische Initiativen fassen den Kenntnisstand zum evidenzbasierten Artenschutz auch für Fledermäuse zusammen (Berthinussen et al. 2014). Allerdings liegt diese Arbeit nicht der deutschsprachigen Leserschaft vor. Des Weiteren differenzieren Berthinussen et al. (2014) nicht notwendigerweise zwischen Fledermausgattungen oder gar Arten, obwohl sich der Einfluss von künstlichem Licht zwischen diesen oft unterscheidet. Mit diesem Kapitel sollen deshalb für den deutschsprachigen Raum das aktuelle Wissen über den Einfluss von künstlichem Licht bei Nacht auf europäische Fledermäuse auf Art- und Gattungsniveau zusammengefasst werden und wirksame evidenzbasierte Managementmaßnahmen für Beleuchtungsvorhaben im Außenbereich empfohlen werden.

Im ersten Teil dieses Kapitels wird das aktuelle Wissen über den Einfluss von künstlichem Licht bei Nacht auf Fledermäuse dargestellt und bewertet. Im zweiten Teil werden Managementmaßnahmen vorgestellt, mit denen man den negativen Einfluss von künstlichem Licht auf Fledermäuse vermeiden oder abschwächen kann. Da manche Artikel Relevanz für beide Kapitel haben, werden diese Artikel zweimal aufgeführt. Es wurden nur solche Studien herangezogen, in denen europäische Fledermausarten untersucht wurden und die in einem wissenschaftlichen Journal mit Qualitätssicherung publiziert wurden, d. h. deren Validität in einem anonymen Begutachtungsprozess überprüft wurde. Studien werden in ihrem Design beschrieben, sodass die Aussagekraft über die Wirksamkeit eines Effekts besser nachzuvollziehen ist (Tab. 8.1). Im Allgemeinen wird experimentellen Studien eine höhere Aussagekraft als rein deskriptiven bzw. korrelativen Untersuchungen zugeschrieben. Die Beschreibung eines Effekts aus einer korrelativen Studie bedeutet jedoch nicht, dass dieser Effekt unbelegt ist, sondern lediglich, dass dieser Effekt nicht kausal-experimentell nachgewiesen wurde. Allerdings ist kritisch anzumerken, dass viele der experimentellen Studien aus Gründen der Praktikabilität nur über einen kurzen Zeitraum stattfanden und somit die Ergebnisse nicht ohne Weiteres auf größere Zeiträume übertragbar sind. Einige Studien führen an, dass Fledermausarten bzw. -artengruppen nicht auf das Experiment reagierten. Das Ausbleiben signifikanter Reaktionen muss jedoch mit Vorsicht interpretiert werden, da ein statistischer Fehler zweiter Art vorliegen kann. Besonders wenn die Teststärke des statistischen Tests nicht ermittelt wurde, was selten geschieht, kann die Wahrscheinlichkeit für einen Fehler zweiter Art, d. h. die Wahrscheinlichkeit dafür, dass trotz nicht

signifikanter Effekte in Wahrheit eine negative oder positive Reaktion vorlag, nicht abgeschätzt werden. Prinzipiell reagieren nah verwandte Arten relativ ähnlich auf künstliches Licht, sodass grundlegende Ergebnisse der Studien zumindest auf Gattungsniveau übertragbar scheinen (Voigt et al. 2018a, b, 2021). In einigen bioakustischen Studien wurden zudem die Effekte nur auf Gattungsebene dargestellt, da sich einige Arten aufgrund der sehr ähnlichen Echoortungsrufe kaum anhand dieses Merkmals differenzieren lassen. So wurden in der Regel die Arten der Gattung *Myotis* nicht differenziert und mit wenigen Ausnahmen die Gattungen *Nyctalus*, *Eptesicus* und *Vespertilio* zusammengefasst.

Tab. 8.1 Definition der genutzten Fachbegriffe bezüglich des Studiendesigns und der Abkürzungen
Table 8.1 Definition of terms regarding study designs and abbreviations

Studiendesign	**Beschreibung**
Vorher-Nachher	Vergleich zwischen unbehandeltem (vorher) und behandeltem (nachher) Zustand an denselben Studienobjekten, z. B. Fledermausaktivität an **denselben** Quartieröffnungen im unbeleuchteten und beleuchteten Zustand, also eine sequenzielle bzw. longitudinale Studie
Kontroll-Impact	Vergleich zwischen Kontroll- (unbehandelt) und Impact-Studienobjekten (behandelt), z. B. Fledermausaktivität an unbeleuchteten Quartieröffnungen und an **anderen** beleuchteten Quartieröffnungen, also eine parallele Studie
Paarweise Kontroll-Impact	Jeweils ein Kontroll- und Impact-Studienort als ‚Paar', d. h. sie sind abgesehen vom ‚Impact' (also der experimentellen Veränderung) möglichst ähnlich (z. B. bzgl. umgebender Vegetation, Klima, Lärm etc.), um Einflüsse anderer Faktoren auf die Ergebnisse zu minimieren. Orte innerhalb eines ‚Paares' liegen meist in räumlicher Nähe und werden gleichzeitig beprobt
Replikat	Untersuchung an mehreren Studienobjekten bzw. Standorten; z. B. Wiederholung aller Behandlungen (z. B. verschiedene Lichtfarben) an einem **anderen** Studienobjekt (z. B. an einer anderen Quartieröffnung)
Randomisiert	Zufällige Reihenfolge der Behandlung (z. B. verschiedene Lichtfarben)
Messwiederholung	Wiederholung aller Behandlungen (z. B. verschiedene Lichtfarben) an **demselben** Studienobjekt (z. B. an derselben Quartieröffnung)
Korrelativ	Beobachtungen werden in Beziehung zueinander gesetzt, ohne einen experimentellen Eingriff vorzunehmen; daher kann nicht notwendigerweise auf einem kausalen Zusammenhang geschlossen werden
Gradient	Untersuchung des Effekts eines Lichtgradienten, d. h. einer Vielzahl (mind. > 2) an Ausprägungen der Lichtvariable (z. B. Intensität) auf Studienobjekte; z. B. im Rahmen von Telemetriestudien oder akustischen Erhebungen im Landschaftskontext
Abkürzungen	**Beschreibung**
Ha-MD	Halogen-Metalldampf-Lampe(n)
Hg-HD	Quecksilber-Hochdruck-Lampe(n)
LED	Licht emittierende Dioden-Lampe(n)
Na-HD	Natriumdampf-Hochdruck-Lampe(n)
Na-ND	Natriumdampf-Niederdruck-Lampe(n)

8.2 Einfluss von künstlichem Licht bei Nacht auf Fledermäuse

Im Nachfolgenden werden verschiedene Teillebensräume von Fledermäusen hinsichtlich der Frage behandelt, in welchem Umfang und wie Fledermäuse in diesen Teillebensräumen auf künstliches Licht bei Nacht reagieren. Im Einzelnen werden Studien zu den folgenden Lebensräumen betrachtet: Quartierstandorte, Korridore für den Transferflug (Flugkorridore), Jagdlebensräume sowie Trinkstellen. Darüber hinaus werden generelle Landschaftsstudien genannt, die diese Teillebensräume nicht differenzieren, sowie der Effekt von künstlichem Licht auf migrierende Fledermäuse.

8.2.1 Lichtverschmutzung an Quartieren

Viele gebäudebewohnende Fledermäuse reagieren sensibel auf die Bestrahlung ihres Quartiers bei Nacht (Voigt et al. 2018a, b). In einer eindrucksvollen Langzeitstudie, die sich über mehr als 25 Jahre erstreckte, konnten Rydell et al. (2017) für Kolonien des Braunen Langohrs (*Plecotus auritus*) in schwedischen Landkirchen nachweisen, dass die Bestände durch eine Flutlichtbeleuchtung der Gebäude drastisch abnahmen (Tab. 8.2). Der Effekt war umso stärker, je vollständiger die Kirchengebäude von allen Richtungen angestrahlt wurden. Die Beleuchtung von Gebäuden hat zur Folge, dass Fledermäuse verzögert aus ihrem Quartier ausfliegen oder sogar im schlimmsten Fall in ihrem Quartier ‚gefangen' werden und dort verhungern. Zum Beispiel führte die kurzfristige Bestrahlung eines Quartiers von Fransenfledermäusen (*Myotis nattereri*) mit einem 400-W-Halogenstrahler dazu, dass kein einziges Tier mehr ausflog (Zeale et al. 2016, Tab. 8.2). In einem anderen Fall sind Tausende Große Mausohren (*Myotis myotis*) auf diese Weise in einer Kirche verhungert bzw. verdurstet, nachdem das Licht in der Kirche nicht ausgeschaltet wurde (nicht publizierte Daten von Kugelschafter, in Zeale et al. 2016). Auch Braune Langohren fliegen nicht aus Quartieren in Kirchen aus, deren Ausflugsöffnung mit einem Flutlicht angestrahlt wird (Rydell et al. 2021). Wenn die Ausflugöffnung allerdings nur von einer sehr geringen Beleuchtungsstärke (< 1.25 Lux) betroffen ist, wie sie z. B. von Laternen im Abstand von mehr als 12–16 m verursacht wird (abhängig von Lampentyp), fliegt ein Großteil der Langohren aus (Rydell et al. 2021). Boldogh et al. (2007) konnten bei weiteren Fledermausarten einen verzögerten Ausflug beobachten, wenn die Quartieröffnung experimentell von außen beleuchtet wurde (Tab. 8.2). Die nächtliche Bestrahlung der Gebäude führte bei Kleinen Mausohren (*Myotis oxygnathus*) und Wimperfledermäusen (*Myotis emarginatus*) zu einer langsameren Jungtierentwicklung (Boldogh et al. 2007). Dabei konnten die Jungtiere aus den beleuchteten Quartieren bis zum Spätsommer ihr verzögertes Größenwachstum wieder aufholen, erreichten aber nicht das Gewicht von Jungtieren aus dunklen Quartieren (Boldogh et al. 2007). Dies legt die Vermutung nahe, dass diese Jungtiere mit weniger Energiereserven in die Winterruhe gingen und somit geringere Überlebenswahrscheinlichkeiten hatten.

Der negative Effekt der Bestrahlung einer Quartieröffnung auf Fledermauskolonien scheint nahezu unabhängig von der Lichtfarbe zu sein. Untersuchungen an zwei Quartieren der Mückenfledermaus (*Pipistrellus pygmaeus*) in Schottland ergaben, dass weniger Tiere ausflogen, wenn die Öffnung von rotem, blauem oder weißem Licht bestrahlt wurde, als wenn die Öffnung im Dunkelzustand belassen wurde (Downs et al. 2003, Tab. 8.2). Bei einer Abdunkelung des roten Lichts schwächte sich der negative Effekt von Rotlicht auf das Ausflugverhalten der Fledermäuse ab (Downs et al. 2003). Ähnliches wurde für das Ausflugverhalten höhlenbewohnender Fledermäuse in der Schwarzmeerregion bei einer Bestrahlung des Höhleneingangs durch rotes, bernsteinfarbenes und weißes LED-Licht gezeigt (Straka et al. 2020, Tab. 8.2). Rotes LED-Licht hatte bei diesem Experiment den geringsten negativen Effekt auf das Ausflugverhalten der vier Fledermausarten

Tab. 8.2 Zusammenfassende Darstellung der negativen Effekte der Bestrahlung von Quartieröffnungen von Fledermauskolonien (Studien in chronologischer Reihung)
Table 8.2 Compilation of studies showing negative effects of illuminating roost openings on bat colonies (studies in chronological order)

Wirkung bei Bestrahlung	Art	Studiendesign	Quelle
Mehr Tiere fliegen bei schwachem Rotlicht aus Gebäude als bei starkem Rotlicht	*P. pygmaeus*	Vorher-Nachher, Replikat	Downs et al. (2003)
Weniger Tiere fliegen bei Beleuchtung der Ausflugsöffnung mit rotem, blauem oder weißem Licht aus als im Dunkelzustand	*P. pygmaeus*	Vorher-Nachher, Replikat	Downs et al. (2003)
Verzögerter Ausflug aus Gebäudequartier durch experimentelle Beleuchtung	*R. ferrum-equinum, M. oxygnathus, M. emarginatus*	Kontroll-Impact, Vorher-Nachher, geringer Stichprobenumfang	Boldogh et al. (2007)
Verzögertes Wachstum von Jungtieren in beleuchteten Quartieren im Vergleich zu dunklen Quartieren	*M. oxygnathus, M. emarginatus*	Kontroll-Impact, Replikat (nur für *M. oxygnathus*)	Boldogh et al. (2007)
Kein Ausflug der Kolonie bei Bestrahlung des Quartiereingangs	*M. nattereri*	Vorher-Nachher	Zeale et al. (2016)
Bestandsabnahme bei teilweiser oder vollständiger Bestrahlung im Vergleich zu dunklem Zustand	*P. auritus*	Kontroll-Impact, Vorher-Nachher, Replikat	Rydell et al. (2017)
Weniger Tiere fliegen bei weißem, rotem oder bernsteinfarbenem LED-Licht im Vergleich zum Dunkelzustand aus einem Höhleneingang aus	*R. mehelyi, R. euryale, M. schreibersi, M. capaccinii*	Vorher-Nachher	Straka et al. (2020)
Bei Beleuchtungsstärken < 1.25 Lux fliegen die meisten Tiere abends aus ihrem Tagesquartier aus, mit zunehmender Beleuchtungsstärke sinkt die Wahrscheinlichkeit des Ausflugs jedoch; keine Tiere fliegen aus, wenn Quartier mit Flutlicht angestrahlt wird	*P. auritus*	Korrelativ, Replikat	Rydell et al. (2021)

(Meheley-Hufeisennase *Rhinolophus mehelyi*, Mittelmeer-Hufeisennase *Rhinolophus euryale*, Langfußfledermaus *Myotis capaccinii* und Langflügelfledermaus *Miniopterus schreibersii*).

8.2.2 Lichtverschmutzung von Flugkorridoren

Viele der Fledermäuse, die in Gebäuden ihr Tagesquartier haben, nutzen Jagdlebensräume in teils dunklen Bereichen außerhalb des Siedlungsbereichs. Zwangsläufig müssen Fledermäuse oftmals auf dem Weg zu ihren Jagdlebensräumen den hell erleuchteten Siedlungsbereich queren. Für Wimperfledermäuse wurde bereits über eine Telemetriestudie gezeigt, dass diese scheinbar die hell erleuchteten Siedlungsbereiche mieden (Dekker et al. 2013, Tab. 8.3). Ein Licht-Meideverhalten wurde auch bei Teichfledermäusen (*Myotis dasycneme*) beobachtet (Kuijper et al. 2008, Tab. 8.3). Wenn Flugkorridore von Kleinen Hufeisennasen (*Rhinolophus hipposideros*) entlang von Hecken beleuchtet wurden, reduzierten die Tiere ihre Flugaktivität bei jeder untersuchten Lichtqualität (orangene Na-HD-Lampen, kalt-weiße und neutral-weiße LED-Lampen, grüne und rote Induktionslampen), wobei hellere Lampen eine stärker vergrämende Wirkung hatten als weniger helle (Stone et al. 2009, 2012; Zeale et al. 2018; Pauwels et al. 2021, Tab. 8.3). Auf dieselben Lichttypen bzw. Wellenlängenspektren reagierten auch Fledermäuse der Gattung *Myotis* mit einer Aktivitätsabnahme; mit Ausnahme der roten Beleuchtung, bei der die Aktivität dieser Artengruppe im Mittel zwar abnahm, der Unterschied zu Nächten ohne Beleuchtung aber nicht signifikant war (Stone et al. 2012; Zeale et al. 2018). Generell scheint künstliches Licht Arten der Gattungen *Myotis*, *Plecotus* und *Rhinolophus* zu vergrämen, wobei die vergrämende Wirkung mit zunehmendem Abstand zur Lichtquelle abnimmt (Azam et al. 2018; Pauwels et al. 2021, Tab. 8.3 und 8.4). Wasserfledermäuse (*Myotis daubentonii*) sind womöglich weniger empfindlich als andere Arten dieser Gattung, da ihre Aktivität weder direkt an Straßenlaternen noch in gewissem Abstand zu diesen an Hecken oder Waldrändern geringer war als an unbeleuchteten Kontroll-Standorten (Pauwels et al. 2021, Tab. 8.3). Ebenso wenig hatte künstliches Licht in einem Wasserdurchlass unter einer Straße unabhängig von der Farbigkeit des Lichts (weißes, rotes oder grünes Licht) einen Effekt auf die Aktivität von Wasserfledermäusen (Spoelstra et al. 2018, Tab. 8.3). Sowohl im Jagdhabitat als auch im Landschaftskontext reagieren aber auch Wasserfledermäuse aversiv auf künstliches Licht (Laforge et al. 2019; Russo et al. 2019b, Tab. 8.4, 8.5 und 8.6).

Die Reaktion von Arten, die im offenen Luftraum oder entlang von Vegetationskanten jagen, ist etwas variabler. Arten der Gattung *Pipistrellus* reagierten nicht auf kalt-weiße LED- oder rote Beleuchtung an Flugkorridoren entlang von Hecken, aber sie zeigten eine erhöhte Flugaktivität bei oranger, neutral-weißer und grüner Beleuchtung (Stone et al. 2012; Zeale et al. 2018, Tab. 8.3). An Flugkorridoren entlang von Wasserwegen reagierten Arten der Gattung *Pipistrellus* hingegen aversiv auf beleuchtete Brücken, d. h. sie erhöhten bei Annäherung ihre Fluggeschwindigkeit und näherten sich nicht näher als ca. 8 m an beleuchtete Brü-

Tab. 8.3 Zusammenfassende Darstellung der negativen Effekte der Bestrahlung von Flugkorridoren auf Fledermäuse (Studien in chronologischer Reihung)
Table 8.3 Compilation of studies showing negative effects of illuminating flight corridors of bats (studies in chronological order)

Wirkung bei Beleuchtung	Art	Studiendesign	Quelle
Keine Änderung der Flugaktivität, aber Meidungsverhalten und verringerte Jagdaktivität bei weißem Halogenlicht im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle	*M. dasycneme*	Vorher-Nacher, Replikat[b]	Kuijper et al. (2008)
Weniger Flugaktivität bei orangenem Licht von Na-HD-Lampen im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle	*R. hipposideros*	Vorher-Nachher, Replikat	Stone et al. (2009)
Keine Änderung der Flugaktivität und Jagdaktivität (Letztere nur bei *P. pipistrellus* und *P. pygmaeus* untersucht) bei kalt-weißem LED-Licht im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle	*P. pipistrellus, P. pygmaeus, Nyctalus spp./ Eptesicus spp.*	Vorher-Nachher, Replikat[a,b]	Stone et al. (2012)
Weniger Flugaktivität bei kalt-weißem LED-Licht im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle	*R. hipposideros, Myotis spp.*	Vorher-Nachher, Replikat	Stone et al. (2012)
Tiere weichen scheinbar der Straßenbeleuchtung aus	*M. emarginatus*	Korrelativ	Dekker et al. (2013)
Weniger Flugaktivität bei orangenem Na-HD, neutral-weißem LED-, grünem und rotem Induktionslampen-Licht im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle	*R. hipposideros*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert	Zeale et al. (2018)
Weniger Flugaktivität bei orangenem Na-HD, neutral-weißem LED- oder grünem Induktionslampen-Licht, aber gleich hohe Aktivität bei rotem Induktionslampen-Licht im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle	*Myotis spp.*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert, paarweise[a,b]	Zeale et al. (2018)
Mehr Flug- und Jagdaktivität bei orangem Na-HD, neutral-weißem LED- oder grünem Induktionslampen-Licht, aber gleich hohe Aktivität bei rotem Induktionslampen-Licht im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle	*Pipistrellus spp.*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert, paarweise[a,b]	Zeale et al. (2018)
Keine Änderung der Flugaktivität bei orangenem Na-HD, neutral-weißem LED-, grünem und rotem Induktionslampen-Licht im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle	*Nyctalus spp., Eptesicus spp.*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert, Paarweise[a,b]	Zeale et al. (2018)
Keine Änderung der Flugaktivität bei weißem, rotem oder grünem LED-Licht im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle	*M. daubentonii*	Kontroll-Impact, Randomisiert[b]	Spoelstra et al. (2018)
Tiere meiden beim Transferflug den hell erleuchteten Siedlungsbereich	*N. noctula*	Korrelativ, Gradient	Voigt et al. (2020)

(Fortsetzung)

Tab. 8.3 (Fortsetzung)

Wirkung bei Beleuchtung	Art	Studiendesign	Quelle
Tiere fliegen nicht näher als ca. 8 m an beleuchtete Brücken heran und erhöhen bei der Annäherung ihre Geschwindigkeit (obwohl sie unbeleuchtete Brücken queren und dort ihre Geschwindigkeit reduzieren)	*Pipistrellus spp.*	Kontroll-Impact, Replikat[a]	Barré et al. (2021b)
Tiere sind an Straßenlaternen (Na-HD und LED) weniger aktiv als an Kontroll-Standorten. An Hecken in 7 m–192 m Entfernung zu den Laternen wurde aber keine Reduktion der Aktivität verglichen mit Kontroll-Standorten festgestellt (Ausnahme: *M. nattereri*), wobei der Abstand der Hecke zur Laterne keinen signifikanten Einfluss hatte, wohl aber die Beleuchtungsstärke an der Hecke (zumindest für *R. hipposideros*)	*M. nattereri*, *R. ferrumequinum*, *R. hipposideros*, *Plecotus spp.*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat[a]	Pauwels et al. (2021)
Keine Änderung der Flugaktivität an Straßenlaternen oder davon beleuchteten Hecken im Vergleich mit Kontroll-Standorten. Kein Effekt der Beleuchtungsstärke oder des Abstands der Hecke zur Straßenlaterne.	*M. emarginatus* *M. daubentonii*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat[b]	Pauwels et al. (2021)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers

cken an (Barré et al. 2021b). Bei der Artengruppe *Nyctalus/Eptesicus* konnte hingegen kein Effekt von einer der genannten Lichtquellen auf die Aktivität im Flugkorridor an Hecken festgestellt werden (Stone et al. 2012; Zeale et al. 2018, Tab. 8.3). Die Ergebnisse für diese hochfliegenden Arten könnten allerdings dadurch beeinflusst worden sein, dass sie unabhängig von Habitatstruktur und Beleuchtung hoch über den Untersuchungsstandort geflogen sein könnten. Zudem ist die gemeinsame Analyse der Gattungen *Nyctalus* und *Eptesicus* zwar gängige Praxis, verhindert jedoch die Identifizierung einer artspezifischen Antwort auf künstliches Licht. So konnte mittels GPS-Verfolgung gezeigt werden, dass Große Abendsegler (*Nyctalus noctula*) beim Transferflug vom Quartier zum Jagdhabitat vornehmlich dunkle Bereiche, sogenannte Dunkelkorridore, nutzen (Voigt et al. 2020, Tab. 8.3).

8.2.3 Lichtverschmutzung im Jagdhabitat

Im Jagdlebensraum lassen sich sowohl positive als auch negative Effekte auf die Aktivität von Fledermäusen feststellen. Dieser Umstand liegt darin begründet, dass einige schnell fliegende Arten Insekten jagen, die bei Nacht von künstlichem Licht angelockt werden. Dieser positive Effekt von künstlichem Licht auf den Jagderfolg mancher Fledermausarten muss jedoch als nicht nachhaltig bewertet werden, da

vermutlich aufgrund der erhöhten Mortalität von Insekten, die an Lampen durch Erschöpfung, Fraß oder Verbrennung sterben, die lokalen Insektenbestände abnehmen (Kalinkat et al. 2021). Dementsprechend lässt sich die Aufstellung von künstlichem Licht **nicht** als Habitataufwertung für schnell fliegende Arten betrachten. Es kann aber sein, dass für manche Arten erst durch künstliches Licht ein Habitat zum Jagdlebensraum wird.

Die ersten Studien zur Nutzung von Straßenlaternen durch Fledermäuse wurden in Schweden durchgeführt. Dort konnte Jens Rydell zeigen, dass Nordfledermäuse (*Eptesicus nilsonii*) saisonal Insekten jagten, die an Straßenlaternen angelockt wurden (Rydell 1991, Tab. 8.4). In einer darauf aufbauenden Studie konnte er auch Große Abendsegler, Zweifarbfledermäuse (*Vespertilio murinus*) und Zwergfledermäuse (*Pipistrellus pipistrellus*) jagend an Straßenlaternen beobachten (Rydell 1992, Tab. 8.4). Bei diesen Fledermausarten handelt es sich um Insektenjäger des offenen Luftraums oder von Randstrukturen. Davon ausgehend wurde verallgemeinert, dass Vertreter der Gattungen *Eptesicus*, *Pipistrellus*, *Nyctalus* und *Vespertilio* in der Lage sind, Insekten an Straßenlaternen zu jagen. Für viele Arten dieser Gattungen wurde diese Verallgemeinerung seither bestätigt (z. B. Azam et al. 2018; Pauwels et al. 2021, Tab. 8.4), obschon es auch Hinweise gibt, dass zum Beispiel Große Abendsegler die hell erleuchteten Siedlungsbereiche zur Jagd meiden (Voigt et al. 2020, Tab. 8.4). Auch die Aktivität von Breitflügelfledermäusen (*Eptesicus serotinus*) nimmt in der Nähe von Na-HD-Straßenlampen ab (Azam et al. 2018, Tab. 8.4). Ebenso fliegen sowohl Arten, die im offenen Luftraum als auch solche, die entlang von Randstrukturen jagen, in der Nähe von Lichtquellen eher im Schutz von Vegetation (Barré et al. 2021a) und verlassen diese ggf. vermutlich nur kurzzeitig, um am Licht zu jagen. Viele jener Arten jagen Insekten besonders an Straßenlaternen, welche sich nahe an Gewässern befinden (Russo et al. 2017; Voigt et al. 2020, Tab. 8.4).

Alle anderen Fledermausarten meiden hingegen künstliches Licht im Jagdhabitat gänzlich. So konnte Jens Rydell für schwedische Standorte nachweisen, dass Braune Langohren sowie *Myotis*-Arten (*Myotis* spp.) an Straßenlaternen keinerlei Jagdaktivität zeigten (Rydell 1992, Tab. 8.4). Auch in anderen Gegenden ist die Aktivität von *Myotis*-Arten in bis zu mind. 10 m Entfernung von Straßenlampen geringer als an unbeleuchteten Kontroll-Standorten (Azam et al. 2018; Russo et al. 2019b, Tab. 8.4). Ebenso jagten oder tranken Braune Langohren und Kleine Hufeisennasen nicht an beleuchteten Viehtränken in Italien (Russo et al. 2017, Tab. 8.4). Als seltene Ausnahme konnten dort aber Mopsfledermäuse (*Barbastella barbastellus*) beobachtet werden (Russo et al. 2017). Obschon diese Art als Waldspezialist eher als lichtscheu gilt, konnte auch in einer späteren Studie kein Einfluss von künstlichem Licht auf die Flugaktivität von Mopsfledermäusen festgestellt werden (Russo et al. 2019a, Tab. 8.4). Dieser Befund ist möglicherweise dem experimentellen Design zuzuschreiben. Daher sollte die Validität dieses Befunds in zukünftigen Untersuchungen detaillierter geprüft werden.

Tab. 8.4 Zusammenfassende Darstellung der Effekte von künstlichem Licht auf Fledermäuse im Jagdlebensraum (Studien in chronologischer Reihung)
Table 8.4 Compilation of studies on the effect of artificial light at night on foraging bats (studies in chronological order)

Wirkung bei Beleuchtung	Art	Studiendesign	Quelle
Positive Effekte			
Saisonal erhöhte Jagdaktivität an Hg-HD-Straßenlaternen (weißes Licht) im Vergleich mit Na-HD-Lampen (orange) und mit unbeleuchteten Transektabschnitten	*E. nilsonii*	Korrelativ	Rydell (1991) Rydell (1992)
Mehr Jagdaktivität in Dörfern mit Straßenlampen (Licht nicht spezifiziert) als in unbeleuchteten Habitaten	*N. noctula, V. murinus, E. nilssonii*	Korrelativ	Rydell (1992)
Mehr Flugaktivität an beleuchteten (neutral-weiße LED) Viehtränken als an unbeleuchteten Kontrollen	*P. kuhlii, B. barbastellus*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert	Russo et al. (2017)
Mehr Flugaktivität an Na-HD-Straßenlampen als an unbeleuchteten Kontrollen, aber keine erhöhte Aktivität mehr in mehr als 10 m Entfernung zur Lampe (Ausnahme; erhöhte Aktivität von *N. noctula* bis in 100 m Entfernung)	*N. noctula, N. leisleri, P. pipistrellus, P. kuhlii, P. nathusii*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat	Azam et al. (2018)
Mehr Flugaktivität an beleuchteten (neutral-weiße LED), Viehtränken als an unbeleuchteten Kontrollen	*P. kuhlii, N. leisleri*	Vorher-Nachher, Replikat	Russo et al. (2019a)
Mehr Flugaktivität an Flüssen mit künstlicher Beleuchtung (neutral-weiße LED) im Vergleich mit unbeleuchteten Kontrollen	*P. kuhlii*	Vorher-Nachher, Replikat	Russo et al. (2019b)
Tiere bevorzugen hell erleuchtete Jagdlebensräume, wenn sie nahe an Gewässern liegen	*N. noctula*	Korrelativ, Gradient	Voigt et al. (2020)
Mehr Flugaktivität an Straßenlaternen (Na-HD und LED) und (mit Ausnahme von *P. pipistrellus* und *P. pygmaeus*) auch an Hecken in 7 m–192 m Entfernung zu den Laternen als an Kontroll-Standorten. Aktivität steigt mit zunehmender Beleuchtungsstärke (Ausnahmen: *H. savii*, *P. pipistrellus*; *P. pygmaeus* Aktivität steigt nur direkt an Laternen). Aktivitätszunahme an Hecken wird mit zunehmendem Abstand der Hecke zur Laterne geringer.	*H. savii, M. schreibersii, N. leisleri, P. kuhlii, P. nathusii, P. pipistrellus, P. pygmaeus*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat	Pauwels et al. (2021)
Keine Effekte			
Keine Änderung der Jagdaktivität an beleuchteten (neutral-weiße LED) Viehtränken im Vergleich mit unbeleuchteten Kontrollen	*Myotis spp., P. pipistrellus*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert[a,b]	Russo et al. (2017)
Keine Änderung der Flugaktivität an Na-HD-Straßenlampen im Vergleich mit unbeleuchteten Kontrollen	*Plecotus spp.*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat[a,b]	Azam et al. (2018)

(Fortsetzung)

Tab. 8.4 (Fortsetzung)

Wirkung bei Beleuchtung	Art	Studiendesign	Quelle
Keine Änderung der Jagdaktivität an beleuchteten (neutral-weiße LED), Viehtränken im Vergleich mit unbeleuchteten Kontrollen	*B. barbastellus, P. pipistrellus, H. savii, Myotis spp.*	Vorher-Nachher, Replikat[a,b]	Russo et al. (2019a)
Keine Änderung der Jagdaktivität an Viehtränken oder Gewässern bei Beleuchtung (neutral-weiße LED) im Vergleich mit unbeleuchteten Kontrollen	*H. savii, P. pipistrellus, Nyctalus spp.*	Vorher-Nachher, Replikat[a,b]	Russo et al. (2019a, b)
Keine Änderung der Flugaktivität an Straßenlaternen (Na-HD und LED) oder davon beleuchteten Hecken im Vergleich mit unbeleuchteten Kontrollen. Beleuchtungsstärke und Abstand der Hecken zu Laternen hatten keinen signifikanten Effekt.	*E. serotinus, T. teniotis*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat[b]	Pauwels et al. (2021)
Negative Effekte			
Weniger (genauer: keine) Jagdaktivität in Dörfern mit Straßenlaternen (Licht nicht spezifiziert) als in unbeleuchteten Habitaten	*Myotis* spp., *P. auritus*	Korrelativ, Gradient[a]	Rydell (1992)
Weniger Flugaktivität in bis zu 10 m (*Myotis spp.*) bzw. 50 m (*E. serotinus*) Entfernung zu Na-HD-Straßenlampen als an unbeleuchteten Kontrollen	*E. serotinus, Myotis spp.*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat[a]	Azam et al. (2018)
Weniger Flugaktivität an Flüssen bei Beleuchtung (neutral-weiße LEDs), im Vergleich mit unbeleuchteten Kontrollen	*M. daubentonii*	Vorher-Nachher, Replikat	Russo et al. (2019b)
Tiere meiden hell erleuchtete Siedlungsbereiche (es sei denn, sie liegen in Gewässernähe)	*N. noctula*	Korrelativ, Gradient	Voigt et al. (2020)
In der Nähe von weißem (LED-)Licht (*Pipistrellus spp*. auch bei rotem Licht) fliegen die Tiere eher im Schutz von Vegetation (Wald) als im Offenland	*Eptesicus/ Nyctalus, Pipistrellus spp.*, *Myotis/Plecotus*	Kontroll-Impact, Replikat[a]	Barré et al. (2021a)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers

8.2.4 Lichtverschmutzung an Trinkstellen

Es gibt nur wenige Studien über den Effekt von künstlichem Licht auf das Trinkverhalten von Fledermäusen. Die bisherigen Studien aus dem Mittelmeerraum zeigen, dass fast alle Fledermausarten ihre Trinkaktivität bei einer kurzfristigen experimentellen Beleuchtung von Viehtränken reduzierten und manche Arten (Braunes Langohr, Mückenfledermaus, Kleine Hufeisennase) vollständig einstellten (Russo et al. 2017, Tab. 8.5). Bei einer mehrstündigen Beleuchtung derselben Trinkstellen wurde hingegen keine Veränderung der Trinkaktivität von Fledermausarten, die eher im Offenraum oder an Waldrändern jagen, beobachtet (Russo et al. 2019a, Tab. 8.5), sodass man bei diesen Arten von einem begrenzten Gewöhnungseffekt ausgehen kann.

Tab. 8.5 Zusammenfassende Darstellung der negativen Effekte der Bestrahlung von Trinkstellen auf Fledermäuse (Studien in chronologischer Reihung)
Table 8.5 Compilation of studies showing negative effects on bats when drinking sites were temporarily illuminated (studies in chronological order)

Wirkung bei Beleuchtung	Art	Studiendesign	Quelle
Weniger Trinkaktivität an beleuchteten (neutral-weiße LED), Viehtränken als an unbeleuchteten Kontrollen	*Myotis spp.* *B. barbarstellus,* *P. auritus,* *M. nattereri,* *P. kuhlii,* *H. savii*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert[a]	Russo et al. (2017)
Keine Änderung der Trinkaktivität an beleuchteten (neutral-weiße LEDs) Viehtränken im Vergleich mit unbeleuchteten Kontrollen	*P. pipistrellus*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert[b]	Russo et al. (2017)
Weniger Trinkaktivität an beleuchteten (neutral-weiße LED), Viehtränken im Vergleich mit unbeleuchteten Kontrollen	*Myotis spp.,* *B. barbastellus,* *P. auritus,* *P. pipistrellus,* *H. savii*	Vorher-Nachher, Replikat[a]	Russo et al. (2019a)
Keine veränderte Trinkaktivität an beleuchteten (neutral-weiße LED) Viehtränken im Vergleich mit unbeleuchteten Kontrollen	*N. leisleri,* *P. kuhlii*	Vorher-Nachher, Replikat[b]	Russo et al. (2019a)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers

8.2.5 Lichtverschmutzung im Landschaftskontext

In Landschaftsstudien konnte gezeigt werden, dass sich Fledermausarten, die im Offenraum oder an Randstrukturen Insekten jagen, wie zum Beispiel *Pipistrellus*-Arten, die Breitflügelfledermaus und der Große Abendsegler, eher in Landschaften mit einem hohen Grad an Lichtverschmutzung zurechtfinden als solche, die in Wäldern oder Parklandschaften nach Insekten jagen (Lacoeuilhe et al. 2014; Laforge et al. 2019; Finch et al. 2020, Tab. 8.6). Jedoch ist einschränkend zu erwähnen, dass selbst Zwergfledermäuse und Große Abendsegler in Großstädten helle Bereiche meiden und in ihren Bewegungen durch künstliche Lichtquellen eingeschränkt werden (Hale et al. 2015; Pauwels et al. 2019; Voigt et al. 2020, Tab. 8.6) und auch Breitflügelfledermäuse unter Umständen die direkte Umgebung von Lichtquellen meiden (Azam et al. 2018, Tab. 8.4; aber vergl. Mathews et al. 2015, Tab. 8.6). Bei Transektbefahrungen mit Ultraschalldetektoren in Großbritannien und Irland hatte die Anzahl an weißen, gelben Na-HD- und orangenen Na-ND-Lampen je Transekt keinen Effekt (Irland) oder einen negativen Effekt (England) auf die Aktivität von Zwergfledermäusen und Mückenfledermäusen, während hingegen die Aktivität von Kleinen Abendseglern in Bereichen mit mehr Lampen zunahm (Mathews et al. 2015, Tab. 8.6). Bei einer stationären akustischen Erfassung an Baumreihen und Hecken zeigte sich bei Zwergfledermäusen hingegen ein positiver Zusammenhang zwischen Beleuchtung und Aktivität (Mathews et al. 2015). Im Gegensatz zur Weißrandfleder-

Tab. 8.6 Zusammenfassende Darstellung der Effekte von künstlichem Licht auf Fledermäuse auf Landschaftsniveau (Studien in chronologischer Reihung)
Table 8.6 Compilation of studies showing the effects of artificial light at night on bats at the landscape level (studies in chronological order)

Wirkung bei höherer Intensität	Art	Studiendesign	Quelle
Positive Effekte			
Mehr Aktivität bei höheren Lichtintensitäten	*P. pipistrellus, P. pygmaeus, P. kuhlii, E. serotinus, N. noctula*	Korrelativ, Replikat, Gradient	Lacoeuilhe et al. (2014)
Mehr Aktivität bei weißem, gelbem Na-HD- und orangenem Na-ND-Licht als an unbeleuchteten Standorten (Transekte in Irland)	*N. leisleri*	Korrelativ, Replikat, Gradient	Mathews et al. (2015)
Mehr Aktivität bei gelbem Na-HD-Licht als an unbeleuchteten Standorten (stationäre Erhebung an Vegetationskanten)	*P. pipistrellus*	Korrelativ, Replikat, paarweise	Mathews et al. (2015)
Vorkommenswahrscheinlichkeit nimmt mit zunehmender Lichtintensität zu, aber nur im Bereich allgemein niedriger Lichtintensitäten	*P. nathusii*	Korrelativ, Replikat, Gradient	Laforge et al. (2019)
Vorkommenswahrscheinlichkeit nimmt mit zunehmender Lichtintensität zu	*E. serotinus*	Korrelativ, Replikat, Gradient	Laforge et al. (2019)
Höhere Aktivität an beleuchteten Gewässern im Stadtlebensraum	*N. noctula*	Korrelativ, Gradient	Voigt et al. (2020)
Bevorzugt beleuchtete Gegenden vor Laubwald, Offenland-Grünflächen und unbeleuchteten (> 25 m von Lichtquelle) urbanen Arealen	*P. kuhlii*	Flugbahnverfolgung mittels VHF-Sendern	Salinas-Ramos et al. (2021)
Höhere Aktivität mit zunehmender Lichtintensität	*P. kuhlii, P. pygmaeus*	Korrelativ, Gradient	Barré et al. (2022)
Keine Effekte			
Keine Änderung der Aktivität in Abhängigkeit von der Lichtintensität	*B. barbastellus, P. nathusii*	Korrelativ, Replikat, Gradient[b]	Lacoeuilhe et al. (2014)
Kein Aktivitätsunterschied zwischen weißem, gelbem Na-HD-, orangem Na-ND-Licht und unbeleuchteten Standorten (Transekte in Irland)	*P. pipistrellus, P. pygmaeus*	Korrelativ, Replikat, Gradient[b]	Mathews et al. (2015)
Kein Aktivitätsunterschied zwischen gelbem Na-HD-Licht und unbeleuchteten Standorten (stationäre Erhebung an Vegetationskanten)	*P. pygmaeus, N. noctula, E. serotinus, N. leisleri*	Korrelativ, Replikat, paarweise[b]	Mathews et al. (2015)

(Fortsetzung)

Tab. 8.6 (Fortsetzung)

Wirkung bei höherer Intensität	Art	Studiendesign	Quelle
Auf Landschaftsebene hat Lichtintensität keinen generellen Effekt auf die Aktivität	*B. barbastellus, E. serotinus, H. savii, M. schreibersii, N. leisleri, N. noctula, P. nathusii, R. hipposideros*	Korrelativ, Gradient	Barré et al. (2022)
Negative Effekte			
Weniger Aktivität bei höheren Lichtintensitäten	*N. leisleri, Myotis spp., Plecotus spp.*	Korrelativ, Replikat, Gradient[a]	Lacoeuilhe et al. (2014)
Reduzierte Konnektivität im Stadtlebensraum	*P. pipistrellus*	Korrelativ, Gradient	Hale et al. (2015)
Weniger Aktivität und geringere Vorkommenswahrscheinlichkeit bei gelbem Na-HD- und orangem Na-ND-Licht als an unbeleuchteten Standorten (Transekte in England)	*P. pipistrellus*	Korrelativ, Replikat, Gradient[b]	Mathews et al. (2015)
Vorkommenswahrscheinlichkeit nimmt mit zunehmender Lichtintensität ab	*M. daubentonii*	Korrelativ, Replikat, Gradient	Laforge et al. (2019)
Vorkommenswahrscheinlichkeit nimmt mit zunehmender Lichtintensität ab, aber nur im Bereich allgemein hoher Lichtintensitäten	*P. nathusii*	Korrelativ, Replikat, Gradient	Laforge et al. (2019)
Flugaktivität nimmt auf Stadt-Ebene mit zunehmender Beleuchtung ab	*P. pipistrellus*	Korrelativ, Replikat, Gradient	Pauwels et al. (2019)
Reduzierte Konnektivität im Stadtlebensraum	*N. noctula*	Korrelativ, Gradient	Voigt et al. (2020)
Weniger Konnektivität	*R. ferrumequinum*	Korrelativ, Gradient	Finch et al. (2020)
Bevorzugt unbeleuchtete naturnahe Habitate (Ufervegetation, Offenland-Grünflächen, Ackerland) vor beleuchteten (<25 m von Lichtquelle) Arealen	*P. pipistrellus*	Flugbahnverfolgung mittels VHF-Sendern	Salinas-Ramos et al. (2021)
Geringere Aktivität mit zunehmender Lichtintensität	*Myotis spp., Plecotus spp., P. pipistrellus*	Korrelativ, Gradient	Barré et al. (2022)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers

maus (*Pipistrellus kuhlii*) scheint die Zwergfledermaus aber dennoch unbeleuchtete naturnahe Habitate zu bevorzugen (Salinas-Ramos et al. 2021). Eine Modellierung der Konnektivität von Landschaften für Große Hufeisennasen zeigte, dass künstliches Licht relativ stark zur Fragmentierung des Lebensraums beiträgt (Finch et al. 2020, Tab. 8.6). Auf dem Landschaftsniveau konnten Laforge et al. (2019) mittels Modellierungen auch für Rauhautfledermäuse (*Pipistrellus nathusii*) und Wasserfledermäuse zeigen, dass eine Reduzierung der Beleuchtungsintensität zu einer verbesserten Konnektivität führt (Tab. 8.6). Allerdings zeigen Barré et al. (2022), dass die Effekte von künstlichem Licht vom Landschaftskontext abhängen und dass die Effekte in der Regel außerhalb urbaner Gegenden am stärksten sind.

8.2.6 Lichtverschmutzung bei der Migration

Während der Migration fliegen europäische Fledermäuse zum Teil über weite Strecken (Hutterer et al. 2005). Dabei sind sie verschiedenen anthropogenen Stressoren ausgesetzt. Lichtverschmutzung könnte wegen ihrer großen Reichweite besonders die Navigation hochfliegender Arten stören (Voigt et al. 2018c). Experimentelle Untersuchungen an Mückenfledermäusen zeigten, dass migrierende Fledermäuse die Richtung des Sonnenuntergangs nutzen, um ihren Magnetsinn zu kalibrieren (Lindecke et al. 2019). Diese tägliche Kalibration während der Wanderung könnte, ebenso wie die Nutzung des Sternenhimmels zur Navigation im unbekannten Terrain, in einer stark lichtverschmutzten Umgebung erschwert werden. Vögel werden bei der Migration massiv, zum Beispiel durch Flutlicht, in ihrer Navigation gestört (Gehring et al. 2009). Allerdings wurden bislang bei Fledermäusen noch keine ähnlich starken Reaktionen beobachtet, wie sie für Zugvögel gefunden wurden. Erste experimentelle Untersuchungen in einem Migrationskorridor wiesen darauf hin, dass Rauhaut- und Mückenfledermäuse eine positive Phototaxis auf grünes Licht zeigten, die nicht mit einer erhöhten Jagdaktivität am Licht korrelierte (Voigt et al. 2017, Tab. 8.7). In einem Folgeexperiment zeigten Mückenfledermäuse ebenfalls eine erhöhte Flugaktivität an rotem LED-Licht, nicht jedoch Rauhautfledermäuse (Voigt et al. 2018d, Tab. 8.7). Weißes LED-Licht hatte keinen Effekt auf die Flugaktivität migrierender Fledermäuse (Voigt et al. 2018d). Die bisherigen Befunde weisen darauf hin, dass künstliches Licht bei Nacht das Potenzial hat, die Migration der Tiere zu stören. Ob weitere Arten betroffen sind, und welche Konsequenzen dies für migrierende Fledermäuse haben könnte, muss noch weiter untersucht werden (Voigt et al. 2018a, b).

8.2.7 Zusammenfassung der Wirkung von künstlichem Licht bei Nacht auf Fledermäuse

Der Einfluss von künstlichem Licht bei Nacht auf Fledermäuse ist art- und kontextabhängig (Abb. 8.1). Allen bisher untersuchten europäischen Fledermausarten ist gemeinsam, dass sie auf die Bestrahlung von Quartieröffnungen sensibel reagieren.

Tab. 8.7 Zusammenfassende Darstellung der negativen Effekte von künstlichem Licht bei Nacht auf migrierende Fledermäuse (Studien in chronologischer Reihung)

Table 8.7 Compilation of studies on the negative effect of artificial light at night on migratory bats (studies in chronological order)

Wirkung bei Beleuchtung	Art	Studiendesign	Quelle
Mehr Aktivität bei grünem und rotem Licht, aber nicht bei weißem Licht gegenüber dunklem Zustand	*P. pygmaeus*	Vorher-Nachher, Replikat[b]	Voigt et al. (2017, 2018d)
Mehr Aktivität bei grünem, nicht aber bei rotem oder weißem Licht gegenüber dunklem Zustand	*P. nathusii*	Vorher-Nachher, Replikat	Voigt et al. (2017, 2018d)
Keine Änderung der Aktivität bei rotem, grünem oder weißem Licht gegenüber dunklem Zustand	*Nyctalus spp., Eptesicus spp., Vespertilio spp.*	Vorher-Nachher, Replikat[a,b]	Voigt et al. (2017, 2018d)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers

Gattung	Quartier	Transferflug	Jagdlebensraum	Trinkstelle	Landschaftskontext	Migration	Gilde
Plecotus spp.		nv			nv	nv	Wald
Rhinolophus spp.						nv	Wald
Myotis spp.	nv				nv	nv	Wald
Barbastella spp.	nv	nv				nv	Wald
Pipistrellus spp.							"Edge" -Arten
Hypsugo spp.	nv	nv			nv	nv	"Edge" -Arten
Miniopterus spp.		nv	nv	nv	nv		Offenraum
Nyctalus spp.	nv					nv	Offenraum
Eptesicus spp.	nv			nv		nv	Offenraum
Vespertilio spp.	nv	nv		nv	nv	nv	Offenraum

Abb. 8.1 Zusammenfassende Darstellung der positiven (gelb), neutralen (grau) und negativen (blau) Effekte von künstlichem Licht bei Nacht auf Fledermausgattungen in den verschiedenen Teillebensräumen. Positive Effekte beziehen sich auf eine erhöhte Aktivität der jeweiligen Gattung in der Nähe von künstlichem Licht bei Nacht. Bei kontrastierenden Effektbeschreibungen wurden die jeweiligen Farben im Übergang dargestellt. Die Fledermausgattungen wurden hinsichtlich ihres bevorzugten Jagdlebensraums in Gilden unterteilt, wobei sogenannte ‚Edge'-Arten vorzugsweise entlang von Randstrukturen, wie Waldränder oder Häuserschluchten, jagen (Abkürzung: nv = nicht verfügbar) (modifiziert nach Voigt et al. 2021)

Fig. 8.1 Summary of positive (yellow), neutral (grey) and negative (blue) effects of artificial light at night on bat genera in various habitats. Positive effects relate to an increased activity of the corresponding genus at artificial light at night. When studies suggest contrasting effects for a given genus and habitat, colours are presented as gradients. Bat genera are grouped in guilds according to their preferred habitats, where so-called edge-species preferentially forage along edge structures such as forest edges or building 'canyons' (abbreviation: nv = not available) (modified after Voigt et al. 2021)

Für die meisten Arten gilt dies auch für die Beleuchtung von Trinkstellen (Abb. 8.1). Dies könnte daran liegen, dass am Quartierstandort und an Trinkstellen die Anwesenheit von Fledermäusen für Beutegreifer wie Eulen oder Karnivore vorhersagbar ist, sodass Fledermäuse an diesen Orten besonders vorsichtig agieren. Die Wirkung von künstlichem Licht auf Fledermäuse im Flugkorridor ist variabler. Bei keiner der untersuchten Fledermausarten führt eine stärkere Beleuchtung des Flugkorridors zu einer höheren Aktivität (Ausnahme Zwergfledermäuse, Zeale et al. 2018). Einige Arten, wie zum Beispiel die relativ schnell fliegenden *Pipistrellus*-Arten, scheinen beim Transferflug neutral auf künstliches Licht zu reagieren, wobei auf dem Landschaftsniveau auch für diese Fledermausgattung Fragmentierungseffekte durch Straßenbeleuchtungen beschrieben wurden. Die Mehrzahl der Arten weist jedoch eine ausgesprochene Aversion gegenüber künstlichem Licht auf, wenn sie Flugkorridore nutzen. Möglicherweise hängt die zwischenartliche Variabilität davon ab, wie stereotyp spezifische Fledermausarten wiederholt denselben Korridor nutzen und somit für Beutegreifer in ihrer Anwesenheit vorhersagbar sind. Interessanterweise zeigt eine Fledermausart des Offenraums (Großer Abendsegler) ebenfalls eine Präferenz für Dunkelkorridore, wenn sie sich im Transfer zum Jagdlebensraum befindet. Hinsichtlich der Wirkung von künstlichem Licht im Jagdlebensraum lassen sich die europäischen Fledermausarten in solche einteilen, die Licht meiden, und solche, die auch an künstlichen Lichtquellen jagen. Zu der letztgenannten Gruppe gehören vor allem die Fledermausarten der Gattungen *Pipistrellus*, *Eptesicus*, *Nyctalus und Vespertilio*. Diese können womöglich das erhöhte (reelle oder empfundene) Prädationsrisiko im Lichtschein von Straßenlampen durch ihre schnelle Flugweise ausgleichen. Zudem ernähren sich viele dieser Arten besonders von solchen Insekten, die nicht die gesamte Nacht über in gleicher Häufigkeit verfügbar sind, sondern deren Aktivität nach Sonnenuntergang stark abnimmt. Dadurch müssen diese Arten schon recht früh am Abend, wenn es noch nicht gänzlich dunkel ist, aus ihrem Tagesquartier zur Jagd ausfliegen und sind gewissermaßen an höhere (natürliche) Lichtintensitäten während der Dämmerung gewöhnt. Gleichzeitig dürfte das Jagdhabitat dieser Fledermausarten (Offenraum und entlang von Vegetationskanten) zur Gewöhnung an höhere Lichtintensitäten zum Beispiel durch Mondschein beitragen. Dieses Verhalten erklärt die höhere Aktivität dieser Arten im Landschaftskontext bei hoher künstlicher Beleuchtungsintensität; im Gegensatz zu anderen Arten, deren Beute die gesamte Nacht über aktiv ist und die dementsprechend erst später am Abend aus dem Tagesquartier ausfliegen und zumeist im Schutz der Vegetation jagen. So meiden die Arten der Gattungen *Myotis*, *Rhinolophus* und *Plecotus* künstliches Licht bei Nacht und sind somit in erhellten Landschaften entsprechend seltener oder gar nicht anzutreffen (Abb. 8.1). Daher reduziert künstliches Licht direkt das für diese Arten effektiv verfügbare Habitat und trägt zur Habitatfragmentierung bei. Zusätzlich kann künstliches Licht die Nahrungsverfügbarkeit in noch unbeleuchteten Landschaften für lichtempfindliche Arten reduzieren, indem viele Insekten positive Phototaxis zeigen und aus der dunklen Umgebung heraus in beleuchtete Umgebungen fliegen (sog. Staubsaugereffekt).

8.3 Wirksamkeit von Maßnahmen zum Schutz von Fledermäusen bei Beleuchtungsvorhaben im Außenbereich

8.3.1 Änderung des Beleuchtungsfokus (Abblendung)

Das prinzipielle Ziel einer Beleuchtung ist es, einen Fokusbereich in der Nacht aufzuhellen. Viele Straßenlampen streuen das Licht jedoch auch in Randbereiche, die dadurch aufgehellt werden. Moderne Beleuchtungstypen wie zum Beispiel LED-Lampen sind in der Lage, das Licht besser zu fokussieren und den Streubereich dadurch im Vergleich zu konventionellen Lampen zu reduzieren. Ebenso lässt sich das Streulicht von konventionellen Lampen durch Blenden regulieren. Eingriffsstudien mit wissenschaftlichen Begleituntersuchungen, die die Wirksamkeit einer stärkeren Fokussierung von Lampen auf Fledermäuse quantitativ erfasst haben, sind selten. Bei einer deutschlandweiten Studie konnte bei einer Umstellung von Quecksilber-Hochdruck- auf LED-Lampen (beide Typen emittieren ‚weißes' Licht) eine größere Aktivität der lichtscheuen *Myotis*-Arten beobachtet werden, während hingegen Zwergfledermäuse an den LED-Lampen seltener anzutreffen waren (Lewanzik und Voigt (2017), Tab. 8.8). Dies deutet darauf hin, dass die veränderte spektrale Zusammensetzung und stärkere Fokussierung des Lichts weniger Insekten an die Lampen anlockte und dadurch eine geringere Aktivität von Zwergfledermäusen verursachte, während hingegen lichtscheue *Myotis*-Arten sich vermutlich im nunmehr dunkel verbleibenden Bereich näher an die Straßenbeleuchtung wagten.

Die Bestrahlung von Gebäuden mit Fledermausquartieren stellt ein großes Artenschutzproblem dar, da bisherige Untersuchungen ausnahmslos dokumentieren, dass alle Fledermausarten negativ auf die Beleuchtung ihres Quartiers reagieren (Voigt et al. 2018a, b). Die Langzeitstudie von Rydell et al. (2017) an Quartieren des Braunen Langohrs in Südschweden legt den Umkehrschluss nahe, dass sich bei einer reduzierten Beleuchtung von historischen Gebäuden Fledermauspopulation wieder erholen könnten (Tab. 8.2). Allerdings gibt es hierfür noch keine wissenschaftlichen Belege. In Slowenien wurden Studien durchgeführt, die bewerten sollten, inwiefern sich Blenden zur Vermeidung der Bestrahlung von Quartieröffnungen positiv auf Fledermauskolonien auswirken. Alle bisherigen Daten deuten darauf hin, dass sich der negative Einfluss der Bestrahlung auf Fledermauskolonien durch Blenden reduzieren lässt (Mohar et al. 2014). Allerdings fehlen Studien in wissenschaftlichen Zeitschriften mit ‚Peer Review' und vor allem Langzeitstudien, die belegen, dass Kolonien nicht doch über längere Zeiträume abnehmen, nachdem eine Bestrahlung mit Blenden installiert wurde. Nach dem Gebot des Vorsorgeprinzips sollte deshalb eher auf eine Bestrahlung von Gebäuden mit Fledermausbeständen verzichtet werden.

Tab. 8.8 Zusammenfassende Darstellung der Effekte einer besseren Fokussierung des Lichts (Studien in chronologischer Reihung)
Table 8.8 Compilation of studies testing the efficacy of an increased focusing of light for bats (studies in chronological order)

Wirkung	Art	Studiendesign	Quelle
Weniger Aktivität (vermutlich auch durch spektrale Veränderungen)	*P. pipistrellus*	Vorher-Nachher, Impact-Kontrolle, paarweise, Replikat	Lewanzik und Voigt (2017)
Keine Änderung der Aktivität	*P. pygmaeus, N. noctula,*	Vorher-Nachher, Impact-Kontrolle, paarweise, Replikat[b]	Lewanzik und Voigt (2017)
Mehr Aktivität	*Myotis spp., P. nathusii*	Vorher-Nachher, Impact-Kontrolle, paarweise, Replikat[a]	Lewanzik und Voigt (2017)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers

8.3.2 Reduktion der Beleuchtungsintensität

Ein Abdimmen des künstlichen Lichts in kritischen Fledermaushabitaten scheint ein gangbarer Kompromiss zu sein, um den negativen Effekt von Licht bei Nacht auf Fledermäuse zu reduzieren, ohne dabei Sicherheitsaspekte für Menschen einzuschränken. Zum Beispiel fliegen die meisten Braunen Langohren abends aus ihrem Tagesquartier aus, wenn die Beleuchtungsstärke am Ausflug < 1.25 Lux beträgt (Rydell et al. 2021). Prinzipiell scheinen unter den Fledermäusen Offenraumjäger, die opportunistisch an LED-Laternen nach Insekten jagen, ihre Gesamtaktivität als auch ihre Jagdaktivität bei abnehmender Beleuchtungsintensität zu reduzieren (Lewanzik und Voigt 2017; Kerbiriou et al. 2020, Tab. 8.9). Eine ähnliche Aktivitätsreduktion bei abnehmender Beleuchtungsintensität wurde auch für Rauhautfledermäuse dokumentiert (Lewanzik und Voigt 2017). Allerdings weisen die Studien von Rowse et al. (2018) und Kerbiriou et al. (2020) für Zwergfledermäuse und LED-Beleuchtung widersprüchliche Ergebnisse auf (Tab. 8.9). Die Aktivität der eher lichtscheuen *Myotis*-Arten war bei reduzierter LED-Beleuchtungsintensität ähnlich gering wie bei voller Intensität, also deutlich geringer als bei Dunkelheit (Stone et al. 2012, Tab. 8.9); erst bei nur noch 25 % der Intensität gab es keinen signifikanten Aktivitätsunterschied mehr im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle (Rowse et al. 2018, Tab. 8.9). Für Na-ND, die momentan großflächig gegen neue Beleuchtungstypen ausgetauscht werden, wurde gezeigt, dass die generelle Aktivität von Offenraumarten und die Jagdaktivität von Zwergfledermäusen bei zunehmender Beleuchtungsintensität zunehmen, vermutlich weil mehr Insekten an die Lichtquelle angelockt werden (Kerbiriou et al. 2020, Tab. 8.9). Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass bei Reduktion der Beleuchtungsintensität von Na-ND die Aktivität dieser opportunistisch an Lampen jagenden Fledermäuse abnimmt. Andere Beleuchtungstypen wurden hinsichtlich ihrer differenzierten Wirkung bei variierender Beleuchtungsintensität noch nicht untersucht.

Tab. 8.9 Wirksamkeit einer reduzierten Beleuchtungsintensität für den Fledermausschutz (Studien in chronologischer Reihung)
Table 8.9 Efficacy of reducing light intensity for protecting bats in their habitats (studies in chronological order)

Wirkung von *abnehmender Intensität*	Art	Studiendesign	Quelle
Weiße LED			
Keine Veränderung der Aktivität bei Reduktion der Lichtintensität (kalt-weißes LED) im Vergleich zu bei 100 % Lichtintensität, aber verminderte Aktivität im Vergleich zur dunklen Kontrolle	*R. hipposideros, Myotis spp.*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, Replikat, Randomisiert[a,b]	Stone et al. (2012)
Keine Veränderung der Aktivität bei Reduktion der Lichtintensität (kalt-weißes LED) im Vergleich zu bei 100 % Lichtintensität und zur dunklen Kontrolle	*P. pipistrellus, P. nathusii, Nyctalus/ Eptesicus*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, Replikat, Randomisiert[a,b]	Stone et al. (2012)
Keine Veränderung der Aktivität bei Reduktion der Lichtintensität (neutral-weiße LEDs) auf 50 % oder 25 %; lediglich in unbeleuchtetem Zustand ist Aktivität geringer als bei 100 % Lichtintensität	*P. pipistrellus*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, Replikat, Randomisiert, paarweise[b]	Rowse et al. (2018)
Keine Veränderung der Aktivität bei Reduktion der Lichtintensität (neutral-weiße LEDs) auf 50 % oder 25 %; lediglich in unbeleuchtetem Zustand ist Aktivität höher als bei 100 % Lichtintensität	*Myotis spp.*	Vorher-Nachher, Replikat, Kontrolle-Impact, Randomisiert, paarweise[a,b]	Rowse et al. (2018)
Zunehmende Flug- und Jagdaktivität bei abnehmender Intensität an neutral- bis kalt-weißen LED-Lampen (4000–5700 K)	*P. pipistrellus*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat	Kerbiriou et al. (2020)
Keine Änderung der Flugaktivität bei abnehmender Intensität an neutral- bis kalt-weißen LED-Lampen (4000–5700 K)	*Nyctalus spp.*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat[a,b]	Kerbiriou et al. (2020)
Natriumdampf-Niedrigdrucklampen			
Weniger Aktivität bei abnehmender Intensität	*Nyctalus spp.*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat[a]	Kerbiriou et al. (2020)
Keine Änderung der Flugaktivität, aber Reduktion der Jagdaktivität bei abnehmender Intensität	*P. pipistrellus*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat[b]	Kerbiriou et al. (2020)
Landschaftseffekte			
Höhere Konnektivität	*M. daubentonii, P. nathusii*	Korrelativ, Gradient	Laforge et al. (2019)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers

8.3.3 Wechsel von konventionellen auf neue Beleuchtungstypen

Zurzeit werden vielerorts auslaufende Beleuchtungstypen wie Hg-HD gegen neuartige Beleuchtungstypen ausgetauscht. In der Regel haben die neuartigen Beleuchtungstypen einen geringeren Anteil an UV-Licht, weshalb sie eine geringere Anziehungskraft auf Insekten haben. Einschränkend muss allerdings erwähnt werden, dass die Anlockwirkung von neuartigen Lichtquellen auf Insekten stark vom Taxon abhängig ist. Einige Studien haben die Umstellung von konventionellen auf neue Beleuchtungstypen aus Sicht des Fledermausschutzes mit akustischem Monitoring begleitet. Nachfolgend sind die Ergebnisse dieser Studien für die Umstellung auf LED-Lampen und auf Halogen-Metalldampflampen aufgeführt.

In der nachfolgenden Auflistung (Tab. 8.10) wurde nicht zwischen kalt-weißen LED und warm-weißen LED-Lampen differenziert, wobei keiner der ‚beiden' Typen (tatsächlich ist es ein Gradient) signifikante Emissionen im UV-Bereich hat. In einer ersten Analyse der Aktivitätsdaten von Fledermausarten in einem experimentellen Vergleich, der eine Umstellung von Natriumdampf-Niedrigdrucklampen auf LED-Lampen simulieren sollte, konnten Rowse et al. (2016) keine Unterschiede in der Flug- oder Jagdaktivität der lokalen Arten finden (Tab. 8.10). Kerbiriou et al. (2020) unterzogen jedoch die Daten dieser Studie einer detaillierten Analyse und kamen zu dem Schluss, dass es eine drastische Abnahme der Flug- und Jagdaktivitäten von Fledermäusen bei einer Umstellung von Natriumdampf-Niedrigdrucklampen auf LED-Beleuchtung gab, sofern die Beleuchtungsintensität statistisch berücksichtigt wurde (Tab. 8.10). Ebenso nahm bei einer Umstellung von Quecksilberdampf- auf LED-Beleuchtung und statistischer Berücksichtigung der Beleuchtungsintensität die Aktivität von Zwergfledermäusen in urbanen Gebieten ab, wohingegen in demselben Experiment ein Anstieg der Aktivität von *Myotis*-Arten festgestellt wurde (Lewanzik und Voigt 2017, Tab. 8.10). Eine Umstellung von Natriumdampf-Niedrigdrucklampen auf Halogen-Metalldampflampen führte zu einer Zunahme der Aktivität von Offenraum- und Edge-Arten (Stone et al. 2015, Tab. 8.10). Allerdings wurde in jener Studie nicht untersucht, welchen Anteil daran eine Veränderung der Lichtintensität (im Ggs. zum Spektrum) hatte (die Intensität der untersuchten Halogen-Metalldampflampen war fast doppelt so hoch wie die der Natriumdampflampen).

8.3.4 Wechsel von weißem Licht auf Licht mit langwelligem Farbspektrum

Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass künstliches Licht mit einem höheren Anteil an langen Wellenlängen, also mit einer geringen ‚Farbtemperatur' (gemessen in ‚Kelvin'; bernsteinfarbene, orange und rote Lichtfarbe), weniger vergrämend auf Fledermäuse wirkt als weißes Licht. Dies liegt daran, dass die Sensibilität der Rezeptoren in der Retina von Fledermäusen so wie bei anderen

Tab. 8.10 Wirksamkeit einer Umstellung von konventioneller Beleuchtung entweder auf weiße LED- oder auf weiße Ha-MD für den Fledermausschutz (Studien in chronologischer Reihenfolge)
Table 8.10 Efficacy of switching from conventional to either white LED or to white metal-halide illuminant for bat conservation (studies in chronological order)

Kontext	Art	Studiendesign	Quelle
Natrium-Niedrigdrucklampen → LED-Lampen			
Keine Änderung der Aktivität	*Nyctalus spp., P. pipistrellus, P. pygmaeus*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat[a,b]	Rowse et al. (2016)
Keine Änderung der Jagdaktivität	*P. pipistrellus*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat[b]	Rowse et al. (2016)
Abnahme der Aktivität (nur bei hohen Lichtintensitäten; bei geringen Intensitäten kein Unterschied)	*Nyctalus spp., P. pipistrellus*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat[a]	Kerbiriou et al. (2020)
Abnahme Jagdaktivität (mit Ausnahme sehr geringer Lichtintensitäten)	*P. pipistrellus*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat	Kerbiriou et al. (2020)
Quecksilber-Hochdrucklampen → LED-Lampen			
Abnahme der Aktivität	*P. pipistrellus*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat	Lewanzik und Voigt (2017)
Keine Änderung der Aktivität	*P. pygmaeus, P. nathusii, N. noctula*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat[b]	Lewanzik und Voigt (2017)
Zunahme der Aktivität	*Myotis spp.*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat[a]	Lewanzik und Voigt (2017)
Natrium-Niedrigdrucklampen → Halogen-Metalldampflampen			
Zunahme der Aktivität	*P. pipistrellus, P. pygmaeus, Nyctalus/ Eptesicus*	Vorher-Nachher, Kontrolle-Impact, paarweise, Replikat[a]	Stone et al. (2015)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers

Säugetieren auch deutlich im langwellig-rötlichen Bereich abfällt (Winter et al. 2003). Theoretisch eignet sich daher eine rötliche Beleuchtung, um im Außenbereich eine Beleuchtungswirkung für den Menschen zu erzeugen, ohne dabei Fledermäuse zu vergrämen. Allerdings scheint dies für Quartiereingänge an Gebäuden und Höhlen nur bedingt zu stimmen. Bei hoher Intensität wirkt auch Rotlicht an Gebäudequartieren vergrämend (Downs et al. 2003, Tab. 8.11). Dieser vergrämende Effekt von Rotlicht

reduziert sich jedoch bei niedrigeren Intensitäten (Downs et al. 2003). An Höhleneingängen scheint generell eine Bestrahlung vergrämend auf Fledermäuse zu wirken, wobei rotes Licht im Vergleich zu bernsteinfarbenem und weißem LED-Licht den geringsten negativen Effekt hatte (Straka et al. 2020, Tab. 8.11). Für Quartiereingänge scheint daher der unbeleuchtete Zustand die einzige Option zu sein. Im Lebensraum außerhalb der Quartiere scheint rotes Licht die Aktivität von Fledermäusen am wenigsten zu beeinflussen. Zum Beispiel fliegen sowohl *Eptesicus/Nyctalus spp*. als auch *Myotis/Plecotus spp*. in der Nähe von weiß leuchtenden, am Waldrand aufgestellten Straßenlaternen mit hoher Wahrscheinlichkeit hinein in die Vegetation, nicht jedoch bei rotem Licht Barré et al. (2021a). Rote Lampen scheinen daher geeignet, eine Beleuchtung für den Menschen bei Nacht zu ermöglichen, ohne das Bewegungsverhalten der Fledermäuse wesentlich zu stören. Trotz des höheren Anteils an langwelligem Licht wurde in einer Vergleichsstudie kein Unterschied in der Aktivität von Zwergfledermäusen zwischen Standorten mit kalt-weißem und warm-weißem LED-Licht festgestellt (Bolliger et al. 2020, Tab. 8.11).

8.3.5 Temporäre Beleuchtung

Eine Möglichkeit zur Reduzierung von künstlichem Licht bei Nacht besteht in der bedarfsgerechten Verwendung. Diese nach den menschlichen Bedürfnissen ausgerichtete Nutzung von künstlichem Licht führt zum Beispiel zu einer Beschränkung der Beleuchtung des öffentlichen Raums auf die ersten Abendstunden einer Nacht. Lediglich eine Studie beschäftigt sich mit den Auswirkungen eines temporären Lichtregimes auf die Aktivität von Fledermäusen. Diese Studie zeigt, dass temporäre Beleuchtung für viele Arten keine Verbesserung im Vergleich zu einer vollständigen Beleuchtung darstellt (Azam et al. 2015, Tab. 8.12), wobei die Wirksamkeit einer temporären Beleuchtung für den Fledermausschutz vermutlich stark davon abhängt, wie früh bzw. spät am Abend das Licht gedimmt wird (Day et al. 2015). Lediglich Zwergfledermäuse waren bei temporärer Beleuchtung weniger aktiv als bei vollständiger Beleuchtung (Azam et al. 2015). Diese stark variierenden Befunde deuten darauf hin, dass die spezifische Antwort einer Fledermausart auf das partielle Lichtregime davon abhängt, ob diese Art an künstlichen Lichtquellen jagt und wie ihr nächtlicher Aktivitätsrhythmus ist. Eine kontextabhängige Beleuchtung, die durch Bewegungssensoren gesteuert wird, wurde hinsichtlich ihrer Wirkung auf verschiedene Fledermausarten noch nicht im Detail untersucht (siehe aber Bolliger et al. 2020).

8.3.6 Schattenspendende Vegetation

Dichte Vegetation kann durch Schattenwurf das ungewünschte Streulicht reduzieren. Der Effekt von Vegetation auf die Aktivität von Fledermäusen ist jedoch artspezifisch. Arten, die an Lichtquellen nach Insekten jagen, erhöhen ihre Aktivität, wenn in der Nähe von künstlichem Licht (mit und ohne UV-Anteil) dichte Vegetation existiert (Mathews et al. 2015; Straka et al. 2019, Tab. 8.13). Dies könnte damit zu-

Tab. 8.11 Wirkung von langwelligem Licht (rot oder orange) auf Fledermäuse (Studien in chronologischer Reihenfolge)

Table 8.11 Impact of light sources with long wave lengths (red and orange) on bats (studies in chronological order)

Wirkung von Licht mit langwelligem Farbspektrum	Art	Studiendesign	Quelle
An Quartieren			
Weniger Tiere fliegen bei Beleuchtung der Ausflugsöffnung mit rotem, blauem oder weißem Licht aus als im Dunkelzustand, aber mehr Tiere bei roter als bei weißer Beleuchtung	*P. pygmaeus*	Vorher-Nachher, Replikat	Downs et al. (2003)
Mehr Tiere fliegen bei schwachem als bei starkem Rotlicht aus	*P. pygmaeus*	Vorher-Nachher, Replikat	Downs et al. (2003)
Weniger Tiere fliegen bei weißem, rotem oder bernsteinfarbenem LED-Licht im Vergleich zum Dunkelzustand aus Höhleneingang aus; tendenziell mehr Ausflüge bei rotem als bei weißem Licht	*Rhinolophus spp., M. schreibersii, M. capaccinii*	Vorher-Nachher, Randomisiert[a]	Straka et al. (2020)
Jenseits von Quartieren			
Mehr Aktivität bei weißem, gelbem Na-HD- und orangem Na-ND-Licht als an unbeleuchteten Standorten (Transekte in Irland)	N. leisleri	Korrelativ, Gradient, Replikatc	Mathews et al. (2015)
Weniger Aktivität an rotem im Vergleich zu weißem Licht, aber gleich hohe Aktivität im Vergleich zu unbeleuchteten Kontrollen	*P. pipistrellus*	Kontrolle-Impact, Replikat[a,b,c]	Spoelstra et al. (2015)
Kein Aktivitätsunterschied zwischen weißem, gelbem Na-HD-, orangem Na-ND-Licht und unbeleuchteten Standorten (Transekte in Irland)	*P. pipistrellus, P. pygmaeus*	Korrelativ, Gradient, Replikat[b,c]	Mathews et al. (2015)
Weniger Aktivität bei gelbem Na-HD- und orangem Na-ND-Licht als an unbeleuchteten Standorten (Transekte in England)	*P. pipistrellus*	Korrelativ, Gradient, Replikat[c]	Mathews et al. (2015)
Mehr Aktivität bei gelbem Na-HD-Licht als an unbeleuchteten Standorten (stationäre Erhebung an Vegetationskanten)	*P. pipistrellus*	Korrelativ, Gradient, Replikat[c]	Mathews et al. (2015)
Kein Aktivitätsunterschied zwischen gelbem Na-HD-Licht und unbeleuchteten Standorten (stationäre Erhebung an Vegetationskanten)	*P. pygmaeus, N. noctula, E. serotinus, N. leisleri*	Korrelativ, Gradient, Replikat[c]	Mathews et al. (2015)
Weniger Aktivität an rotem im Vergleich zu weißem Licht, gleich hohe Aktivität im Vergleich zu unbeleuchteten Standorten	*Pipistrellus spp.*	Kontroll-Impact, Replikat[a,b,c]	Spoelstra et al. (2017)
Mehr Aktivität an rotem im Vergleich zu weißem Licht, aber gleich hohe Aktivität im Vergleich zu unbeleuchteten Standorten	*Plecotus spp., Myotis spp.*	Kontrolle-Impact, Replikat[a,b,c]	Spoelstra et al. (2017)
Kein Aktivitätsunterschied zwischen rotem Licht, weißem Licht und unbeleuchteten Standorten	*Nyctalus spp., Eptesicus spp.*	Kontrolle-Impact, Replikat[a,b,c]	Spoelstra et al. (2017)

(Fortsetzung)

Tab. 8.11 (Fortsetzung)

Wirkung von Licht mit langwelligem Farbspektrum	Art	Studiendesign	Quelle
Weniger Aktivität bei orangem Na-HD- und rotem Licht (Induktionslampe) als bei Dunkelkontrolle; kein Unterschied zw. weißem LED-Licht, orangenem und rotem Licht	*R. hipposideros*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert[a,b]	Zeale et al. (2018)
Weniger Aktivität bei orangem Na-HD-Licht (aber nicht bei rotem Induktionslampen-Licht) als bei Dunkelkontrolle; mehr Aktivität bei rotem (aber nicht bei orangenem) Licht als bei weißem LED-Licht	*Myotis spp.*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert[a,b]	Zeale et al. (2018)
Kein Unterscheid zwischen rotem Induktionslampen- und weißem LED-Licht und zwischen rotem Licht und Dunkelkontrolle	*Pipistrellus spp.*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert[a,b]	Zeale et al. (2018)
Kein Aktivitätsunterschied bei orangem Na-HD-, rotem Induktionslampen- und weißem LED-Licht sowie bei der Dunkelkontrolle	*Nyctalus spp., Eptesicus spp.*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert[a,b]	Zeale et al. (2018)
Kein Aktivitätsunterschied zwischen kalt-weißem und warm-weißem LED-Licht	*Pipistrellus spp.*	Vorher-Nachher, Gradient[a,b,c]	Bolliger et al. (2020)
In der Nähe von weißem (LED-)Licht (*Pipistrellus spp*. auch bei rotem Licht) fliegen die Tiere eher im Schutz von Vegetation (Wald) als im Offenland	*Eptesicus/ Nyctalus, Pipistrellus spp*., *Myotis/ Plecotus*	Kontroll-Impact, Replikat[a]	Barré et al. (2021a)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers, [c] keine Umstellung, sondern gleichzeitige Präsentation

Tab. 8.12 Wirksamkeit einer temporären Beleuchtung für den Fledermausschutz
Table 8.12 Efficacy of temporary lighting for bat conservation

Wirkung	Art	Studiendesign	Quelle
Kein Aktivitätsunterschied zwischen temporärer und vollständiger Beleuchtung (aber weniger Aktivität bei temporärer und vollständiger Beleuchtung im Vergleich zur Dunkelkontrolle)	*Myotis spp.*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat[a,b]	Azam et al. (2015)
Kein Aktivitätsunterschied zwischen temporärer und vollständiger Beleuchtung (aber mehr Aktivität bei temporärer und vollständiger Beleuchtung im Vergleich zur Dunkelkontrolle)	*P. kuhlii, P. nathusii, N. leisleri*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat[b]	Azam et al. (2015)
Mehr Aktivität bei temporärer im Vergleich zu vollständiger Beleuchtung und zur Dunkelkontrolle, aber gleiche (*N. noctula*) bzw. geringere (*Plecotus* spp.) Aktivität bei vollständiger Beleuchtung im Vergleich zur unbeleuchteten Kontrolle	*Plecotus spp., N. noctula*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat[a,b]	Azam et al. (2015)
Mehr Aktivität bei vollständiger als bei temporärer Beleuchtung, aber kein Aktivitätsunterschied zwischen temporärer Beleuchtung und unbeleuchteter Kontrolle	*P. pipistrellus*	Kontroll-Impact, paarweise, Replikat[b]	Azam et al. (2015)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers

Tab. 8.13 Wirksamkeit von schattenspendender Vegetation für den Fledermausschutz (Studien in chronologischer Reihenfolge)

Table 8.13 Efficacy of shady vegetation for bat conservation (studies in chronological order)

Wirkung von dichter Vegetation	Art	Studiendesign	Quelle
Künstliches Licht ohne UV-Anteil			
Eine mittlere bis hohe Baumkronendichte erhöht die Aktivität in Gegenden mit orangenem Na-ND-Licht, aber nicht in Gegenden mit gelbem Na-HD-Licht (Transekte in England)	*P. pipistrellus*	Korrelativ, Gradient, Replikat[b]	Mathews et al. (2015)
Erhöhte Aktivität auf unbeleuchteter im Vergleich mit beleuchteter (orangenes Na-HD-Licht, neutral-weiße LEDs, rotes und grünes Licht von Induktionslampen) Seite von Hecken und im Vergleich zu unbeleuchteter Kontrollnacht	*R. hipposideros*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert	Zeale et al. (2018)
Keine Veränderung der Aktivität auf unbeleuchteter Seite von Hecken trotz Beleuchtung (orangenes Na-HD-Licht, neutral-weiße LEDs, rotes und grünes Licht von Induktionslampen) auf anderer Seite (im Vergleich zu unbeleuchteter Kontrollnacht)	*Myotis spp.*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert[a,b]	Zeale et al. (2018)
Ähnliche Zunahme der Aktivität auf beleuchteter (orangenes Na-HD-Licht, neutral-weiße LEDs, grünes Licht von Induktionslampen) und unbeleuchteter Seite von Hecken (im Vergleich zu unbeleuchteter Kontrollnacht)	*Pipistrellus spp.*	Vorher-Nachher, Replikat, Randomisiert[a]	Zeale et al. (2018)
Eine hohe Baumkronendichte erhöht die Aktivität besonders in Gegenden mit hoher (LED-)Lampendichte	*Nyctalus* spp., *Eptesicus* spp., *Vespertilio* spp.	Korrelativ, Gradient[a]	Straka et al. (2019)
Eine hohe Baumkronendichte erhöht die Aktivität in Gegenden mit geringer (LED-) Lampendichte, aber reduziert die Aktivität in Gegenden mit hoher Lampendichte	*P. pipistrellus, P. pygmaeus, Myotis spp.*	Korrekativ, Gradient[a]	Straka et al. (2019)
Künstliches Licht mit UV-Anteil			
Eine hohe Baumkronendichte erhöht die Aktivität in Gegenden mit hoher Dichte an Hg-HD- und Ha-MD-Lampen (aber generell kaum Aktivität in Gegenden mit geringer Lampendichte)	*P. pipistrellus*	Korrelativ, Gradient	Straka et al. (2019)
Eine hohe Baumkronendichte erhöht die Aktivität in Gegenden mit geringer Dichte an Hg-HD- und Ha-MD-Lampen (aber generell kaum Aktivität in Gegenden mit hoher Lampendichte)	*P. pygmaeus*	Korrelativ, Gradient	Straka et al. (2019)

(Fortsetzung)

Tab. 8.13 (Fortsetzung)

Wirkung von dichter Vegetation	Art	Studiendesign	Quelle
Eine hohe Baumkronendichte erhöht die Aktivität in Gegenden mit geringer Dichte an Hg-HD- und Ha-MD-Lampen, aber reduziert die Aktivität in Gegenden mit hoher Lampendichte	*Myotis spp., Nyctalus/ Eptesicus/ Vespertilio.*	Korrelativ, Gradient[a]	Straka et al. (2019)
Baumkronendichte hat keinen Einfluss darauf, wie die Dichte an Hg-HD- und Ha-MD-Lampen die Aktivität beeinflusst	*P. nathusii*	Korrelativ, Gradient[b]	Straka et al. (2019)

[a] Keine oder nur teilweise Differenzierung von Arten, [b] Möglichkeit eines Typ II Statistikfehlers

sammenhängen, dass mehr Insekten aus dem Vegetationsbereich an die Lichtquellen angelockt werden, oder aber, dass diese Fledermausarten bevorzugt im Schatten der Vegetation verweilen und diesen nur kurz für die Jagd nach Insekten an den Lichtquellen verlassen. Ebenso förderte eine hohe Baumkronendichte in urbanen Gegenden mit relativ geringer Lampendichte die Aktivität von *Myotis*-Arten (Straka et al. 2019). Bereits dichte Hecken können ausreichen, um eine Licht-bedingte Abnahme der *Myotis*-Aktivität auf der Schattenseite zu verhindern (Zeale et al. 2018, Tab. 8.13). Allerdings reduzierten *Myotis*-Arten ihre Aktivität in urbanen Gegenden mit vielen künstlichen Lichtquellen (mit und ohne UV-Anteil), auch wenn sich Vegetation im Umkreis der Lichtquellen befand (Straka et al. 2019).

8.3.7 Zusammenfassung der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduzierung des negativen Effekts von künstlichem Licht auf Fledermäuse

Als nachtaktive Artengruppe sind Fledermäuse im besonderen Maße von künstlichem Licht bei Nacht betroffen. Die Beleuchtung von Gebäuden sollte generell vermieden werden und gegebenenfalls sogar rückgebaut werden. Eine Nutzung von rotem Licht könnte den negativen Effekt abschwächen, allerdings nur wenn niedrige Lichtintensitäten genutzt werden. Die Abblendung von Lampen oder die Nutzung von stärker fokussierten Lichtstrahlen (z. B. LED-Lampen) kann das Streulicht reduzieren, und somit die Qualität benachbarter Lebensräume aus Sicht des Fledermausschutzes aufwerten. Eine Reduktion der Beleuchtungsintensität ist ebenfalls aus Sicht des Fledermausschutzes von Vorteil, auch wenn dann die Aktivität von Arten, die an künstlichen Lichtquellen jagen, geringer wird. Die reduzierte Anlockwirkung von weniger hellem Licht auf Insekten könnte sich positiv auf die lokalen Insektenbestände auswirken, was wiederum langfristig allen insektivoren Fledermäusen zugutekommt. Eine Umstellung von konventionellen auf neue Beleuchtungsquellen hat insgesamt positive Effekte, da die meisten neuartigen Beleuchtungsquellen – mit Ausnahme von Ha-MD-Lampen – einen geringeren UV-Anteil haben. Zudem können manche der neuen Beleuchtungstypen, wie zum Beispiel LEDs, stärker fokussiert werden. Die Kosteneinsparung von energieeffizi-

enten Beleuchtungstypen darf jedoch nicht zu einer stärkeren Nutzung dieser neuen Beleuchtungstypen führen, sonst werden die positiven Effekte ins Gegenteil verkehrt. Die Nutzung von Licht mit einem hohen Anteil an langen Wellenlängen (rotes oder oranges Licht) kann für Fledermäuse jenseits von Gebäudequartieren von Vorteil sein. Ein Dimmen, d. h. eine Verringerung der Lichtintensität in den Nachtstunden, scheint bei den meisten Arten (Ausnahme: Zwergfledermäuse) den zumeist negativen Einfluss der Beleuchtung nicht zu verringern, vermutlich da die Hauptaktivitätsphase der meisten Fledermäuse in den frühen Abendstunden liegt, wenn Straßenlampen i. d. R. noch nicht gedimmt werden. Eine kontextabhängige Beleuchtung, die über Bewegungsmelder ein An- und Abstellen der Beleuchtung nach sich zieht, wurde hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Fledermausaktivität noch nicht im Detail getestet. Ein Rückbau von Straßenlaternen ist dort sinnvoll, wo Belange des Fledermausschutzes tangiert werden und die Sicherheitsaspekte des Menschen durch den Rückbau nicht beeinträchtigt werden.

Literatur

Azam C, Kerbiriou C, Vernet A, Julien JF, Bas Y, Plichard L, Maratrat J, Le Viol I (2015) Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats? Glob Chang Biol 21(12):4333–4341

Azam C, Le Viol I, Bas Y, Zissis G, Vernet A, Julien JF, Kerbiriou C (2018) Evidence for distance and illuminance thresholds in the effects of artificial lighting on bat activity. Landsc Urban Plan 175:123–135. https://doi.org/101016/jlandurbplan201802011

Barré K, Kerbiriou C, Ing R, Bas Y, Azam C, Le Viol I, Spoelstra K (2021a) Bats seek refuge in cluttered environment when exposed to white and red lights at night. Mov Ecol 9:1–11. https://doi.org/101186/s40462-020-00238-2

Barré K, Spoelstra K, Bas Y, Challéat S, Kiri Ing R, Azam C, Zissis G, Lapostolle D, Kerbiriou C, Le Viol I (2021b) Artificial light may change flight patterns of bats near bridges along urban waterways. Anim Conserv 24:259–267

Barré K, Vernet A, Azam C, Le Viol I, Dumont A, Deana T, Vincent S, Challéat S, Kerbiriou C (2022) Landscape composition drives the impacts of artificial light at night on insectivorous bats. Environ Pollut 292. https://doi.org/101016/jenvpol2021118394

Berthinussen A, Richardson OC, Altringham JD (2014) Bat conservation: global evidence for the effects of interventions. Synopses of Conservation Evidence Series University of Cambridge, Cambridge

Boldogh S, Dobrosi D, Samu P (2007) The effects of the illumination of buildings on house-dwelling bats and its conservation consequences. Acta Chiropterologica 9:527–534

Bolliger J, Hennet T, Wermelinger B, Blum S, Haller J, Obrist MK (2020) Low impact of two LED colors on nocturnal insect abundance and bat activity in a peri-urban environment. J Insect Conserv 24(4):625–635

Day J, Baker J, Schofield H, Mathews F, Gaston KJ (2015) Part-night lighting: implications for bat conservation. Anim Conserv 18(6):512–516

Dekker JJ, Regelink JR, Jansen EA, Brinkmann R, Limpens HJ (2013) Habitat use by female Geoffroy's bats (*Myotis emarginatus*) at its two northernmost maternity roosts and the implications for their conservation. Lutra 56(2):111–120

Downs NC, Beaton V, Guest J, Polanski J, Robinson SL, Racey PA (2003) The effects of illuminating the roost entrance on the emergence behaviour of *Pipistrellus pygmaeus*. Biol Conserv 111(2):247–252

Falchi F, Cinzano P, Duriscoe D, Kyba CC, Elvidge CD, Baugh K, Portnov BA, Rybnikova NA, Furgoni R (2016) The new world atlas of artificial night sky brightness. Sci Adv 2(6):e1600377

Finch D, Corbacho DP, Schofield H, Davison S, Wright PG, Broughton RK, Mathews F (2020) Modelling the functional connectivity of landscapes for greater horseshoe bats *Rhinolophus ferrumequinum* at a local scale. Landsc Ecol 35(3):577–589
Gaston KJ, Davies TW, Bennie J, Hopkins J (2012) Reducing the ecological consequences of night-time light pollution: options and developments. J Appl Ecol 49(6):1256–1266
Gehring J, Kerlinger P, Manville AM (2009) Communication towers, lights, and birds: successful methods of reducing the frequency of avian collisions. Ecol Appl 19(2):505–514
Hale JD, Fairbrass AJ, Matthews TJ, Davies G, Sadler JP (2015) The ecological impact of city lighting scenarios: exploring gap crossing thresholds for urban bats. Glob Chang Biol 21(7):2467–2478
Hölker F, Moss T, Griefahn B, Kloas W, Voigt CC, Henckel D, Hänel A, Kappeler PM, Völker S, Schwope A, Franke S, Uhrlandt D, Fischer J, Klenke R, Wolter C, Tockner K (2010) The dark side of light: a transdisciplinary research agenda for light pollution policy. Ecol Soc 15(4):1–11
Hutterer R, Ivanova T, Meyer-Cords T, Rodrigues L (2005) Bat migrations in Europe. Naturschutz und Biologische Vielfalt. BfN Schriftenreihe im Landschaftsverlag, Münster, S 162
Kalinkat G, Grubisic M, Jechow A, van Grunsven RH, Schroer S, Hölker F (2021) Assessing long-term effects of artificial light at night on insects: what is missing and how to get there. Insect Conserv Divers 14(2):260–270
Kerbiriou C, Barré K, Mariton L, Pauwels J, Zissis G, Robert A, Le Viol I (2020) Switching LPS to LED streetlight may dramatically reduce activity and foraging of bats. Diversity 12(4):165
Kuijper DP, Schut J, van Dullemen D, Toorman H, Goossens N, Ouwehand J, Limpens HJGA (2008) Experimental evidence of light disturbance along the commuting routes of pond bats (Myotis dasycneme). Lutra 51(1):37
Kyba CC, Kuester T, DeMiguel AS, Baugh K, Jechow A, Hölker F, Bennie J, Elvidge CD, Gaston KJ, Guanter L (2017) Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. Sci Adv 3(11):e1701528
Lacoeuilhe A, Machon N, Julien JF, Le Bocq A, Kerbiriou C (2014) The influence of low intensities of light pollution on bat communities in a semi-natural context. PLoS One 9(10):e103042
Laforge A, Pauwels J, Faure B, Bas Y, Kerbiriou C, Fonderflick J, Besnard A (2019) Reducing light pollution improves connectivity for bats in urban landscapes. Landsc Ecol 34(4):793–809
Lewanzik D, Voigt CC (2017) Transition from conventional to light-emitting diode street lighting changes activity of urban bats. J Appl Ecol 54(1):264–271
Lindecke O, Elksne A, Holland RA, Pētersons G, Voigt CC (2019) Experienced migratory bats integrate the sun's position at dusk for navigation at night. Curr Biol 29(8):1369–1373
Longcore T, Rich C (2004) Ecological light pollution. Front Ecol Environ 2(4):191–198
Mathews F, Roche N, Aughney T, Jones N, Day J, Baker J, Langton S (2015) Barriers and benefits: implications of artificial night-lighting for the distribution of common bats in Britain and Ireland. Philos Trans R Soc B 370(1667):20140124
Mohar A, Zagmajster M, Verovnik R, Skaberne BB (2014) Nature-friendlier lighting of objects of cultural heritage (churches) – recommendations LIFE+ Life at Night project in cooperation with the Slovenian National Commission for UNESCO, S 28. http://temnonebocom/images/pdf/nature_friendler_lightning_churces_booklet_webpdf. Zugegriffen am 18.08.2021
Pauwels J, Le Viol I, Azam C, Valet N, Julien J-F, Bas Y, Lemarchand C, Sanchez de Miguel A, Kerbiriou C (2019) Accounting for artificial light impact on bat activity for a biodiversity-friendly urban planning. Landsc Urban Plan 183:12–25. https://doi.org/101016/JLANDURBPLAN201808030
Pauwels J, Le Viol I, Bas Y, Valet N, Kerbiriou C (2021) Adapting street lighting to limit light pollution's impacts on bats. Glob Ecol Conserv 28:e01648. https://doi.org/101016/jgecco2021e01648
Rowse EG, Harris S, Jones G (2016) The switch from low-pressure sodium to light emitting diodes does not affect bat activity at street lights. PLoS One 11:1–14. https://doi.org/101371/journalpone0150884
Rowse EG, Harris S, Jones G (2018) Effects of dimming light-emitting diode street lights on light-opportunistic and light-averse bats in suburban habitats. R Soc Open Sci 5(6):180205

Russo D, Cistrone L, Libralato N, Korine C, Jones G, Ancillotto L (2017) Adverse effects of artificial illumination on bat drinking activity. Anim Conserv 20(6):492–501
Russo D, Ancillotto L, Cistrone L, Libralato N, Domer A, Cohen S, Korine C (2019a) Effects of artificial illumination on drinking bats: a field test in forest and desert habitats. Anim Conserv 22(2):124–133
Russo D, Cosentino F, Festa F, De Benedetta F, Pejic B, Cerretti P, Ancillotto L (2019b) Artificial illumination near rivers may alter bat-insect trophic interactions. Environ Pollut 252:1671–1677
Rydell J (1991) Seasonal use of illuminated areas by foraging northern bats *Eptesicus nilssoni*. Ecography 14(3):203–207
Rydell J (1992) Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. Funct Eco 6:744–750
Rydell J, Eklöf J, Sánchez-Navarro S (2017) Age of enlightenment: long-term effects of outdoor aesthetic lights on bats in churches. R Soc Open Sci 4(8):161077
Rydell J, Michaelsen TC, Sanchez-Navarro S, Eklöf J (2021) How to leave the church: light avoidance by brown long-eared bats. Mamm Biol 101:979–986. https://doi.org/101007/s42991-021-00154-x
Salinas-Ramos VB, Ancillotto L, Cistrone L, Nastasi C, Bosso L, Smeraldo S, Sánchez Cordero V, Russo D (2021) Artificial illumination influences niche segregation in bats. Environ Pollut 284. https://doi.org/101016/jenvpol2021117187
Spoelstra K, van Grunsven RH, Donners M, Gienapp P, Huigens ME, Slaterus R, Berendse F, Visser ME, Veenendaal E (2015) Experimental illumination of natural habitat – an experimental set-up to assess the direct and indirect ecological consequences of artificial light of different spectral composition. Philos Trans R Soc B 370(1667):20140129
Spoelstra K, van Grunsven RH, Ramakers JJ, Ferguson KB, Raap T, Donners M, Veenendaal EM, Visser ME (2017) Response of bats to light with different spectra: light-shy and agile bat presence is affected by white and green, but not red light. Proc R Soc B Biol Sci 284(1855):20170075
Spoelstra K, Ramakers JJ, van Dis NE, Visser ME (2018) No effect of artificial light of different colors on commuting Daubenton's bats (Myotis daubentonii) in a choice experiment. J Exp Zool A 329(8–9):506–510
Stone EL, Jones G, Harris S (2009) Street lighting disturbs commuting bats. Curr Biol 19(13):1123–1127
Stone EL, Jones G, Harris S (2012) Conserving energy at a cost to biodiversity? Impacts of LED lighting on bats. Glob Chang Biol 18(8):2458–2465
Stone EL, Harris S, Jones G (2015) Impacts of artificial lighting on bats: a review of challenges and solutions. Mamm Biol 80(3):213–219
Straka TM, Wolf M, Gras P, Buchholz S, Voigt CC (2019) Tree cover mediates the effect of artificial light on urban bats. Front Ecol Evol 7:91
Straka TM, Greif S, Schultz S, Goerlitz HR, Voigt CC (2020) The effect of cave illumination on bats. Glob Ecol Conserv 21:e00808
Sutherland WJ, Pullin AS, Dolman PM, Knight TM (2004) The need for evidence-based conservation. Trends Ecol Evol 19(6):305–308
Sutherland WJ, Dicks LV, Ockendon N, Smith RK (2015) What works in conservation 2015. Open Book Publishers, https://doi.org/10.11647/OBP.0191.14
Voigt CC, Roeleke M, Marggraf L, Pētersons G, Voigt-Heucke SL (2017) Migratory bats respond to artificial green light with positive phototaxis. PLoS One 12(5):e0177748
Voigt CC, Azam C, Dekker J, Ferguson J, Fritze M, Gazaryan S, Hölker F, Jones G, Leader N, Lewanzik D, Limpens HJGA, Mathews F, Rydell J, Schofield H, Spoelstra K, Zagmajster M (2018a) Guidelines for consideration of bats in lighting projects. UNEP/EUROBATS publication series #8 ISBN 978-92-95058-39-2
Voigt CC, Azam C, Dekker J, Ferguson J, Fritze M, Gazaryan S, Hölker F, Jones G, Leader N, Lewanzik D, Limpens HJGA, Mathews F, Rydell J, Schofield H, Spoelstra K, Zagmajster M (2018b) Leitfaden zur Berücksichtigung des Fledermausschutzes bei Beleuchtungsprojekten. UNEP/EUROBATS publication series #8 ISBN 978-92-95058-43-9
Voigt CC, Currie SE, Fritze M, Roeleke M, Lindecke O (2018c) Conservation strategies for bats flying at high altitudes. Bioscience 68(6):427–435

Voigt CC, Rehnig K, Lindecke O, Pētersons G (2018d) Migratory bats are attracted by red light but not by warm-white light: Implications for the protection of nocturnal migrants. Ecol Evol 8(18):9353–9361

Voigt CC, Scholl JM, Bauer J, Teige T, Yovel Y, Kramer-Schadt S, Gras P (2020) Movement responses of common noctule bats to the illuminated urban landscape. Landsc Ecol 35(1):189–201

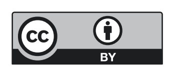
Voigt CC, Dekker J, Fritze M, Gazaryan S, Hölker F, Jones G, Lewanzik D, Limpens HJGA, Mathews F, Rydell J, Spoelsta K, Zagmajster M (2021) The impact of light pollution on bats varies according to foraging guild and habitat context. Bioscience 71(10):1103–1109

Winter Y, López J, von Helversen O (2003) Ultraviolet vision in a bat. Nature 425(6958):612–614

Zagmajster M (2014) The influence of external lighting on bats. In: Mohar A, Zagmajster M, Verovnik R, Bolta Skaberne B (Hrsg) Nature-friendlier lighting of objects of cultural heritage (churches) – recommendations. Dark-Sky, Slovenia, S 15–19

Zeale MR, Bennitt E, Newson SE, Packman C, Browne WJ, Harris S, Jones G, Stone E (2016) Mitigating the impact of bats in historic churches: the response of Natterer's bats *Myotis nattereri* to artificial roosts and deterrence. PLoS One 11(1):e0146782

Zeale MR, Stone EL, Zeale E, Browne WJ, Harris S, Jones G (2018) Experimentally manipulating light spectra reveals the importance of dark corridors for commuting bats. Glob Chang Biol 24(12):5909–5918





9 Wie lassen sich Nutztierübergriffe durch Wölfe nachhaltig minimieren? – Eine Literaturübersicht mit Empfehlungen für Deutschland

Ilka Reinhardt, Felix Knauer, Micha Herdtfelder, Gesa Kluth und Petra Kaczensky

Inhaltsverzeichnis

I. Reinhardt (✉) · G. Kluth
LUPUS Institut für Wolfsmonitoring und -forschung in Deutschland, Spreewitz, Deutschland
E-Mail: ilka.reinhardt@lupus-institut.de; gesa.kluth@lupus-institut.de

F. Knauer
Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Abteilung Conservation Medicine, Veterinärmedizinische Universität Wien, Wien, Österreich
E-Mail: Felix.Knauer@vetmeduni.ac.at

M. Herdtfelder
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Arbeitsbereich Luchs und Wolf, Freiburg, Deutschland
E-Mail: micha.herdtfelder@forst.bwl.de

P. Kaczensky
Inland Norway University of Applied Sciences, Faculty of Applied Ecology, Stor-Elvdal, Norwegen
E-Mail: petra.kaczensky@inn.no

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_9

9.1 Einleitung

Das Comeback des Wolfes nach Deutschland begann im Jahr 2000 mit der ersten nachgewiesenen Reproduktion nach über 150 Jahren (Kluth et al. 2002). Seither wächst der Bestand und Wölfe breiten sich in immer mehr Bundesländern aus (Reinhardt et al. 2019; DBBW 2020a). Wölfe sind in Deutschland und in weiten Teilen der Europäischen Union streng geschützt und als prioritäre Art in Anhang IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) aufgeführt. Mit dem anwachsenden Wolfsbestand nehmen auch die Übergriffe auf Nutztiere in Deutschland von Jahr zu Jahr zu. In einem Punkt sind sich Landwirtschaft, Naturschutz und Politik einig: dass Wolfsübergriffe auf Nutztiere nachhaltig minimiert bzw. soweit es geht verhindert werden sollen. Darüber, wie dieses Ziel am besten erreicht werden kann, gibt es jedoch unterschiedliche Ansichten.

Die meisten Schäden durch Wölfe betreffen erfahrungsgemäß kleine Weidetiere wie Schafe und Ziegen. Die wirtschaftliche Situation der Schäferinnen und Schäfer in Deutschland war bereits vor der Rückkehr des Wolfes extrem angespannt; der Schafbestand und die Zahl der schafhaltenden Betriebe ist, wie in vielen anderen europäischen Ländern, seit Jahrzehnten rückläufig (Linnell und Cretois 2018). Der Großteil der Einnahmen von schaf- und ziegenhaltenden Betrieben kommt aus Zulagen und Zuschüssen für die Landschaftspflege, erst an zweiter Stelle stehen Erlöse aus dem Verkauf von Fleisch; Wolle hat kaum noch eine wirtschaftliche Bedeutung (BLE 2022). Mit der Rückkehr der Wölfe wird die wirtschaftliche Lage von Weidetierhaltenden noch schwieriger. Selbst wenn die Materialkosten von Herdenschutzmaßnahmen in vielen Bundesländern bis zu 100 % gefördert werden (DBBW 2021), so ist der Herdenschutz i. d. R. mit einem erhöhten Arbeitsaufwand verbunden, der noch nicht überall finanziell ausgeglichen wird.

Seit Jahren werden Forderungen immer lauter, dass der Wolfsbestand jagdlich reguliert werden sollte. Als Grund für die Notwendigkeit der Bejagung von Wölfen werden in der Regel Sicherheitsaspekte für den Menschen, die Verringerung von Übergriffen auf Nutztiere und eine verbesserte Akzeptanz von Wölfen angegeben (u. a. AfD 2015; Landkreis Bautzen 2017; CDU/CSU 2018; SMUL 2018; WELT 2018; Deutscher Bundestag 19/584, 19/594). Der entsprechende Druck auf die Politik wird von Jahr zu Jahr stärker. Zumindest jedoch, so die einschlägigen Forderungen, sollten diejenigen Wölfe leichter und schneller zum Abschuss freigegeben werden, die Nutztiere töten. Doch sind solche Maßnahmen wirklich zielführend und helfen sie den betroffenen Weidetierhaltenden unmittelbar und auch längerfristig?

Die Entschärfung von Konflikten zwischen Menschen und Wildtieren sollte evidenzbasiert erfolgen und sowohl menschlichen Werten als auch dem Artenschutz Rechnung tragen (van Eeden et al. 2018a). Der Erhalt der Weidetierhaltung ist, genau wie der Schutz des Wolfes, ein gesamtgesellschaftliches Anliegen. Auch aus Tierschutzgründen ist es geboten, Weidetiere vor Übergriffen durch Beutegreifer zu schützen (§ 3 Abs. 2 TierSchNutzV). Im vorliegenden Beitrag untersuchen wir anhand einer umfassenden Literaturrecherche, ob und unter welchen Bedingungen Wolfsabschüsse wirkungsvoll sind, um Übergriffe auf Nutz-

tiere langfristig zu vermindern. Wir geben einen Überblick über den aktuellen Wissensstand zu folgenden Themen: 1) Warum töten Wölfe überhaupt Nutztiere? 2) Gibt es einen einfachen Zusammenhang zwischen der Anzahl Wölfe und den wolfsverursachten Nutztierschäden, und wie ist die diesbezügliche Datenlage in Deutschland? 3) Wie wirksam sind folgende Managementmaßnahmen hinsichtlich einer nachhaltigen Reduktion von Nutztierschäden: A) eine Bejagung von Wölfen, B) die selektive Entnahme von einzelnen schadensverursachenden Wölfen, C) nicht-letale Herdenschutzmethoden? Abschließend legen wir Empfehlungen zu einem evidenzbasierten und lösungsorientierten Wolfsmanagement in Bezug auf den Wolf-Nutztierkonflikt vor.

9.2 Warum töten Wölfe Nutztiere?

Nicht jeder Wolf tötet Nutztiere, aber jeder Wolf kann es lernen. Wölfe sind große Karnivoren, die sich überwiegend von Huftieren ernähren. Sie töten dabei vor allem die Tiere und Tierarten, die sie am leichtesten überwältigen können. Bei wehrhaften Wildtieren wie Hirschen, Wildschweinen, Elchen oder Bisons sind das vor allem junge, kranke oder alte Individuen. Bei nicht-wehrhaften Arten wie Rehen scheint die diesbezügliche Selektion weniger stark ausgeprägt zu sein (Wagner et al. 2012). Domestizierte Huftiere, insbesondere die kleineren Arten wie Schafe und Ziegen, sind für Wölfe eine besonders einfache Beute, sofern sie nicht geschützt sind. Wölfe lernen u. a. von ihren Eltern, welche Tierarten als Nahrung infrage kommen (Kojola et al. 2004; Fabbri et al. 2018), und können erstaunlich konservativ in ihrer Beutewahl sein. Das bedeutet, nicht jede potenzielle Beutetierart wird von einem Wolf auch sofort als solche erkannt. Die meisten Wölfe in Deutschland töten z. B. keine Rinder, obwohl diese in der Regel nicht gegen Beutegreifer geschützt und somit für Wölfe potenziell verfügbar sind. Trotzdem werden sie von vielen Wölfen nicht als Nahrung wahrgenommen. Das kann sich ändern, wenn ein Wolf z. B. über Nachgeburten oder ein außerhalb der Koppel liegendes Kalb lernt, dass auch Rinder Beutetiere sind. Wölfe sind auch Opportunisten und können so auf Änderungen in der Verfügbarkeit leicht erlegbarer Beutetiere reagieren (Gable et al. 2016, 2017). So gab es von 2012–2017 ein Rudel in der Königsbrücker Heide (Sachsen), dass die dort häufig vorkommenden Biber als Nahrung nutzte (Wauer 2014). Ähnlich werden Wölfe, die gelernt haben, dass Kälber eine leichte Beute sein können, versuchen, auch diese Nahrungsquelle zu nutzen.

In Bezug auf Übergriffe durch Wölfe auf Schafe hat die Erfahrung in Deutschland gezeigt, dass am Anfang einer Schadenskette häufig ungeschützte oder nicht ausreichend geschützte Schafe stehen. Es ist davon auszugehen, dass ein Wolf mit jedem erfolgreichen Übergriff auf ungeschützte/schlecht geschützte Schafe darin bestärkt wird, dies erneut zu versuchen. Solche Schafe sind eine viel einfachere Beute als flinke Rehe oder wehrhafte Wildschweine und Hirsche. Ist der Anreiz erst da, beginnt sich das Schadenskarussell zu drehen. Ein Wolf mit solcher Erfahrung ist eher motiviert, auch bei geschützten Schafen nach einer Schwachstelle

im Herdenschutz zu suchen. In der Regel versuchen Wölfe, Hindernisse wie Zäune durch Unterkriechen/Untergraben zu überwinden. Deshalb ist es bei elektrischen Zäunen besonders wichtig, dass die untere stromführende Litze so niedrig ist, dass ein Unterkriechen verhindert wird. Dass Wölfe Zäune springend überwinden, kommt vergleichsweise selten vor (Reinhardt et al. 2012). Sie können das Überspringen jedoch lernen, zum Beispiel an nicht-elektrischen Zäunen oder an nicht korrekt aufgestellten Elektrozäunen. Vielleicht ist an einem Tag ein Zaun nicht unter Strom oder eine Ecke einer Koppel nicht richtig abgespannt und der eigentlich 90 cm hohe Zaun misst dort nur noch 60 cm. Das ist niedrig genug für einen derart motivierten Wolf, einen ersten Sprung zu den Schafen zu wagen. Schließlich kann ein solches Individuum so auch lernen, über elektrifizierte Schafnetze zu springen, die gegenüber anderen Wölfen bei korrekter Installation einen guten Grundschutz bieten. Wölfe, die immer wieder an schlecht geschützten Schafweiden trainieren konnten, sind durch einfache Schutzmaßnahmen deutlich schwieriger abzuhalten als ihre Artgenossen, die keinen solchen Lerneffekt hatten oder sogar an einem korrekt installierten Zaun einen elektrischen Schlag bekommen haben.

Bisherige Erfahrungen aus Deutschland deuten darauf hin, dass Wölfe nicht von ihren Eltern lernen, Zäune zu überwinden, sondern dass es sich hier um einen individuellen Lernprozess handelt. Entsprechende wissenschaftliche Studien zur Untermauerung der Erfahrungswerte liegen bisher noch nicht vor.

Übergriffe auf Nutztiere sind in der Regel weder räumlich noch saisonal gleichmäßig verteilt. Die saisonale Verteilung der Nutztierschäden zeigt vielerorts einen deutlichen Anstieg der Übergriffe auf Schafe im Spätsommer und Herbst (Iliopoulos et al. 2009; FSW 2022). In diesen Monaten haben die schnell wachsenden Wolfswelpen einen besonders hohen Energiebedarf. Gleichzeitig sind die im Frühjahr geborenen Jungtiere der wilden Huftierarten inzwischen herangewachsen und nicht mehr so leicht zu erbeuten wie noch am Anfang des Sommers. Für Wölfe, die Welpen zu versorgen haben, sind daher einfach zu erbeutende Nutztiere besonders attraktiv.

Schaut man sich die räumliche Verteilung der Nutztierschäden auf einer Karte an, findet man Gebiete mit einer erhöhten Anzahl an Übergriffen (sogenannten Prädations-Hotspots) und gleichzeitig Gebiete, in denen es keine oder nur geringe Schäden gibt (z. B. Dondina et al. 2015; Pimenta et al. 2017; Pimenta et al. 2018; FSW 2021; NLWKN 2021). Hotspot-Gebiete sind in der Regel Gebiete mit einem hohen Anteil an nicht oder schlecht geschützten Nutztieren. Die dort lebenden Wölfe haben entsprechend gelernt, diese Nahrungsquelle zu nutzen. Die Wolfsindividuen, für die in Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Thüringen Abschussgenehmigungen aufgrund von gehäuften Nutztierschäden erteilt wurden (nicht in allen Fällen wurden die Genehmigungen vollzogen), haben über eine lange Zeit, oft über Jahre Erfahrungen an ungeschützten bzw. nicht korrekt geschützten Nutztieren erwerben können. So überwand der Rüde GW924m in Schleswig-Holstein das erste Mal einen Zaun, der den Vorgaben der dortigen Richtlinie zur Sicherung von Schafen entsprach, nachdem er zuvor 21 Übergriffe auf nicht geschützte Schafe verübt

hatte (SH 2021). Auch die nachträgliche Anwendung empfohlener Herdenschutzmaßnahmen (BfN und DBBW 2019) kann zur Verhinderung weiterer Nutztierrisse führen, wie das Beispiel der Ohrdrufer Wölfin (GW267f) in Thüringen zeigt. Dort führte der Einsatz von empfohlenen Schutzzäunen, Beratungen und die Präsenz von Herdenschutzhunden dazu, dass die Schäden durch GW267f in dem Gebiet, das vorher besonders stark betroffen war, bis auf einen Übergriff auf eine ausgebrochene Schafherde auf null reduziert wurden.

9.3 Mehr Wölfe – mehr Nutztierschäden?

Diese Frage ist nicht neu und wurde in der wissenschaftlichen Literatur in den letzten 25 Jahren intensiv diskutiert. Es gibt keinen einfachen Zusammenhang zwischen dem Ausmaß der Nutztierschäden, der Anzahl der Wölfe und der Anzahl der Schafe (Kaczensky 1996; Gervasi et al. 2020). Für einige Großkarnivoren wurde ein Zusammenhang zwischen Nutztierschäden und Prädatorendichte nachgewiesen, für andere nicht (Herfindal et al. 2005; Hobbs et al. 2012; Mabille et al. 2015; Widman und Elofsson 2018; Dalerum et al. 2020). Schäden durch Großkarnivoren sind in hohem Maße kontextabhängig. Häufig bestimmen andere Faktoren als die Größe regionaler Großkarnivoren- und Nutztierbestände das Ausmaß der Schäden (Dalerum et al. 2020). Ein Faktor kann die Nutztierdichte in der Weidehaltung sein (Grilo et al. 2019; Pimenta et al. 2018), ein anderer, ob Großkarnivoren nur sporadisch oder regelmäßig in einem Gebiet vorkommen (Widman und Elofsson 2018; Mayer et al. 2022). Ebenso kann das Nahrungsangebot eine Rolle spielen. Sind wilde Huftiere rar, so ist der Anreiz für Wölfe besonders hoch, Nutztiere als Nahrungsquelle zu nutzen. In erster Linie hängt jedoch das Ausmaß der Schäden vor allem damit zusammen, wie gut oder schlecht Nutztiere vor Übergriffen geschützt sind (Kaczensky 1996; Stahl et al. 2002; Gula 2008; Blanco und Cortés 2009; Imbert et al. 2016; Linnell und Cretois 2018; Pimenta et al. 2018; Kirilyuk und Ke 2020; Mayer et al. 2022). Dies gilt insbesondere für kleinere Nutztierarten wie Schafe und Ziegen. In Gebieten, in denen Wölfe vermehrt größere Nutztiere wie Rinder und Pferde angreifen, trifft dies ebenfalls zu (Álvares et al. 2014; Pimenta et al. 2017; BfN und DBBW 2019). Dort, wo Wölfe immer präsent waren und Herdenschutz traditionell zur guten fachlichen Praxis gehört, ist daher das Schadensniveau oft geringer als in Gebieten, in welche sie erst in den letzten Jahrzehnten zurückgekehrt sind (Gervasi et al. 2021).

Bevor wir uns den Studien zur Wirksamkeit von letalen und nicht-letalen Herdenschutzmaßnahmen im Detail zuwenden, werfen wir einen genaueren Blick auf die Nutztierschäden in Deutschland. Die Daten aus den vergangenen 20 Jahren zeigen, dass in Bundesländern mit vielen Wolfsterritorien tendenziell mehr Übergriffe auf Nutztiere stattfinden (Abb. 9.1). Allerdings zeigen die Daten eine hohe Variabilität. Selbst wenige Wölfe können hohe Schäden verursachen, insbesondere bei kleineren Nutztieren wie Schafen und Ziegen. So waren 2019 die Anzahl der Übergriffe auf kleine Nutztiere in Sachsen und Schleswig-Holstein

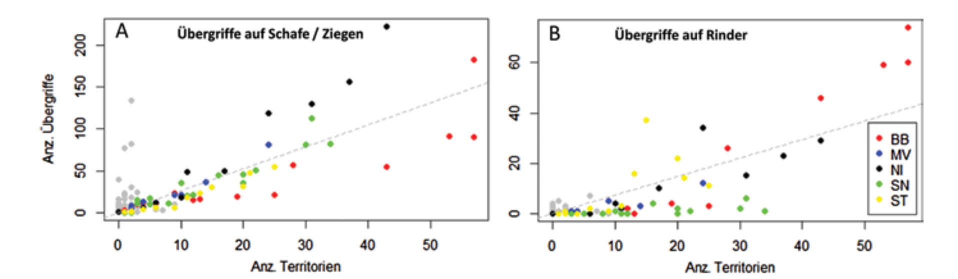


Abb. 9.1 Übergriffe auf Schafe/Ziegen (**A**) und auf Rinder (**B**) für die Jahre 2000–2020 im Verhältnis zur Anzahl Wolfsterritorien in den Bundesländern. Die fünf wolfsreichsten Bundesländer sind farbig dargestellt. Die graue Linie kennzeichnet den durchschnittlichen Zusammenhang zwischen der Anzahl Übergriffe und der Zahl der Wolfsterritorien. Die zugrunde gelegten Daten liefern keine Hinweise, ob und in welchem Umfang die Nutztiere zum Zeitpunkt des Übergriffs durch Herdenschutzmaßnahmen geschützt waren. Nach Angaben der Bundesländer (BB = Brandenburg, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NI = Niedersachsen, SN = Sachsen, ST = Sachsen-Anhalt)

Fig. 9.1 Wolf attacks on sheep/goats (**A**) and on cattle (**B**) for the years 2000-2020 in relation to the number of wolf territories in the federal states. The five federal states with most wolf territories are shown in colour. The grey line indicates the average relationship between the number of attacks and the number of wolf territories. The underlying data do not provide any indication whether and to what extent livestock were protected by herd protection measures at the time of the attack. According to data of the federal states (BB = Brandenburg, MV = Mecklenburg-Western Pomerania, NI = Lower Saxony, SN = Saxony, ST = Saxony-Anhalt)

etwa gleich hoch (DBBW 2020b), und das, obwohl Sachsen mit 28 Rudeln und einem Wolfspaar sehr viel mehr Wölfe hatte als Schleswig-Holstein mit 2 territorialen Einzeltieren. Der Schafbestand in Schleswig-Holstein war ca. dreimal so hoch wie in Sachsen (Statistisches Bundesamt 2021). Allein dem ersten territorialen Wolfsrüden in Schleswig-Holstein (GW924m, Pinneberg) konnten in einem Zeitraum von 15 Monaten mehr als 60 Übergriffe auf Schafe zugeordnet werden (SH 2021). Ebenso gibt es große regionale Unterschiede in Bezug auf die betroffenen Nutztierarten. Zum Beispiel sind in Sachsen Übergriffe auf Rinder im Verhältnis zum Wolfsbestand deutlich seltener als in Niedersachsen oder Brandenburg (Abb. 9.1B), obwohl die Größe der Rinderbestände auf der Ebene der Bundesländer vergleichbar ist. Allerdings ist es möglich, dass die räumliche Verteilung der Rinderherden in Weidehaltung innerhalb der Wolfsgebiete unterschiedlich ist.

Schaut man sich die Entwicklungen der Wolfsbestände und der Nutztierschäden für die fünf wolfreichsten Bundesländern genauer an (Abb. 9.2), so fällt auf, dass die Wachstumskurven sehr unterschiedlich verlaufen. Eine nähere Analyse dieser Daten mithilfe einer linearen Regression mit der Anzahl der Übergriffe in Abhängigkeit von der Anzahl der Wolfsterritorien und dem Bundesland (in Interaktion, Abb. 9.3) verdeutlicht zwei Dinge: 1.) Mit der Zunahme der Wolfsterritorien steigen auch die Übergriffe auf Schafe und Ziegen. Für diesen Zusammenhang gibt es eine hohe Evidenz. 2.) Die Stärke des Anstiegs unterscheidet sich zwischen den Bundesländern erheblich. So hat z. B. Niedersachsen im Vergleich zu Brandenburg mehr

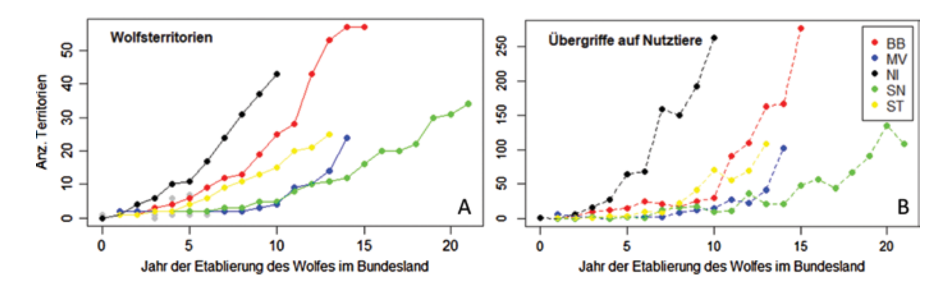


Abb. 9.2 Entwicklung der Anzahl Territorien (**A**) und der Anzahl Übergriffe auf Nutztiere (**B**) im Verhältnis zum Jahr der Etablierung des ersten Wolfsterritoriums in den fünf wolfsreichsten Bundesländern

Fig. 9.2 Evolution of the number of wolf territories (**A**) and the number of attacks on livestock (**B**) in relation to the year of establishment of the first wolf territory in the five federal states with most wolf territories

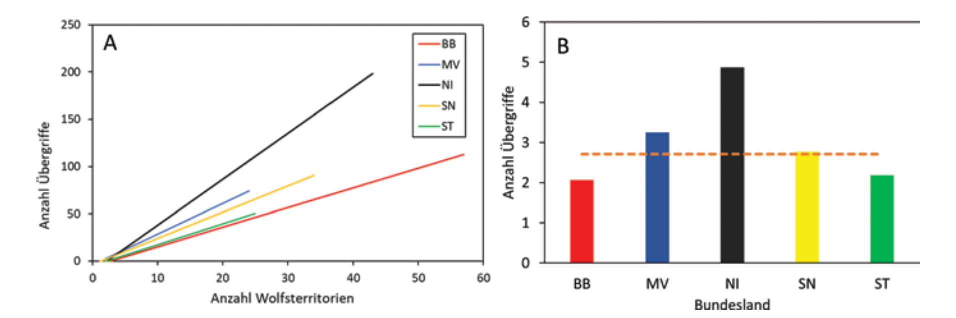


Abb. 9.3 Die auf Basis der realen Wolfs- und Schadenszahlen in einem Modell geschätzte durchschnittliche Entwicklung der Übergriffe auf Schafe/Ziegen in Abhängigkeit von der Anzahl der Wolfsterritorien pro Bundesland (**A**) und die Anzahl der Übergriffe auf Schafe pro Wolfsterritorium in den einzelnen Bundesländern (gestrichelte Linie = modellgeschätzte durchschnittliche Anzahl Übergriffe in den fünf wolfreichsten Bundesländern) (**B**)

Fig. 9.3 The average predicted trend in sheep/goat attacks based on real wolf and damage numbers in a model as a function of the number of wolf territories per state (**A**) and the predicted number of sheep attacks per wolf territory in each state (dashed line = the predicted model-estimated average number of attacks in the five federal states with most wolf territories) (**B**)

als doppelt so viele Übergriffe pro Wolfsterritorium und dementsprechend bei der gleichen Anzahl Wolfsterritorien eine erheblich höhere Schadensbilanz. Die Daten aus Deutschland untermauern somit, dass das Ausmaß der Nutztierschäden nicht allein von der Anzahl der Wölfe abhängt. Auch die Anzahl der vorhandenen Schafe in einem Bundesland hatte keinen nachweisbaren Effekt auf die Anzahl der Übergriffe auf Schafe und Ziegen. Es ist daher zu vermuten, dass die Unterschiede im Schadensniveau zum einen mit der unterschiedlichen räumlichen Verteilung der Schaf- und Ziegenbestände zusammenhängen, vor allem jedoch in der unterschiedlichen Umsetzung von Herdenschutzmaßnahmen in den einzelnen Bundesländern begründet sind.

9.4 Eignung verschiedener Managementmaßnahmen für eine nachhaltige Minimierung von Wolfsübergriffen auf Nutztiere

9.4.1 Bejagung von Wölfen

Als Argument für die Notwendigkeit, Wölfe zu bejagen, wird regelmäßig angeführt, dass dadurch Übergriffe auf Nutztiere reduziert werden können. Schauen wir daher zunächst in Gebiete, in denen der Wolf legal bejagt wird. In Europa sind das innerhalb der EU mehrere Staaten, in denen der Wolf in Anhang V der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) gelistet sind, wie z. B. die baltischen Staaten, die Slowakei, Bulgarien und einige Provinzen Spaniens. Allerdings wird der Wolf nicht in allen Staaten/Provinzen, in denen er dem Anhang V der FFH-RL unterliegt, auch bejagt. In Polen ist der Wolf europarechtlich unter Anhang V der FFH-RL gelistet, national ist die Art jedoch streng geschützt und unterliegt nicht dem Jagdrecht. Jährlich werden in Polen aus Managementgründen, z. B. um einer möglichen Gefahr für die menschliche Sicherheit vorzubeugen oder in Gebieten mit einer deutlichen Häufung von Schäden, einzelne Wölfe per Sondergenehmigung zum Abschuss frei gegeben (Reinhardt et al. 2013). In Staaten, in denen der Wolf in Anhang IV der FFH-RL gelistet ist, sind Abschüsse nur im Rahmen von eng definierten Ausnahmeregelungen erlaubt (European Commission 2021).

Versuche, Nutzierübergriffe mittels einer Wolfs-Abschussquote zu reduzieren, gab es in mehreren Ländern. Betrachtet man die wolfsverursachten Nutztierschäden in Europa, so ist nicht erkennbar, dass in Ländern, in denen der Wolf bejagt wird, die Schäden geringer ausfallen als in solchen, in denen dies nicht der Fall ist (vergleiche Daten in Linnell und Cretois 2018). Fernandez-Gil et al. (2016) zeigten für die spanische Provinz Asturias, dass durch legale Abschüsse die durch Wölfe verursachten Nutztierschäden nicht zurückgingen. In einem Vergleich der verschiedenen Wolfs-Managementsysteme spanischer Provinzen und der Höhe der Nutztierschäden gab es ebenfalls keinen Anhaltspunkt dafür, dass in den Provinzen mit Bejagung die Nutztierschäden reduziert würden. Auch die Höhe des Wolfsbestandes war nicht ausschlaggebend für das Schadensausmaß. Viel entscheidender war die Haltungsform der Tiere (Blanco und Cortés 2009). In Slowenien wurde jährlich eine bestimmte Anzahl Wölfe zum Abschuss frei gegeben, mit dem erklärten Ziel, die Nutztierübergriffe zu reduzieren. Allerdings konnte auch nach 15 Jahren der gewünschte Effekt nicht festgestellt werden (Krofel et al. 2011). Das zeigen auch Linnell und Cretois (2018) in einem Vergleich der Nutztierschäden zwischen Norwegen und Schweden: Pro Kopf tötet ein Wolf in Norwegen etwa 40-mal so viele Schafe wie in Schweden – und das, obwohl nur 7 % des norwegischen Schafbestandes innerhalb des dortigen Wolfsgebietes gehalten werden. In Schweden sind es gut 50 % der Schafherden, die sich innerhalb des Wolfsgebietes befinden. Der Hauptunterschied ist, dass schwedische Schafe hinter Zäunen (meist hinter Elektrozäunen) gehalten werden, während norwegische Schafe frei und ungeschützt weiden.

In den USA ist es noch immer gängige Praxis, Wölfe zu töten, um Übergriffe auf Nutztiere zu verhindern (Bergstrom 2017; Vucetich et al. 2017). Mehrere Analysen von wolfsverursachten Nutztierschäden und Wolfsabschüssen in Nordamerika kommen zu dem Schluss, dass Wolfsabschüsse im Zusammenhang mit Nutztierübergriffen, zwar reaktiv, jedoch nicht präventiv sind (Musiani et al. 2005; Harper et al. 2008; Muhly et al. 2010). Das heißt, je höher die Schäden waren, desto mehr Wölfe wurden erlegt. Dies hatte jedoch keinen längerfristigen Effekt und führte nicht zu einer Reduktion der Schäden, weder im selben Jahr noch im Folgejahr.

Kurzfristig kann das Nachstellen durchaus einen Effekt haben. Dieser kann teilweise sogar dann nachgewiesen werden, wenn die Versuche, einen Wolf zu töten, erfolglos waren (Harper et al. 2008; Vogt et al. 2022). Allein die vermehrte Anwesenheit von Menschen an den betroffenen Weiden kann eine abschreckende Wirkung haben und die Übergriffe auf diesen Weiden vorübergehend reduzieren (Stone et al. 2017). Zu ähnlichen Ergebnissen kommt auch eine Untersuchung aus Frankreich (Plisson 2011 zitiert in Grente et al. 2020). In Michigan (USA) führte das Töten von Wölfen auf Farmen mit Nutztierübergriffen zwar in einigen Fällen zu einem Rückgang der Schäden auf diesen Farmen, jedoch stiegen die Schäden auf den benachbarten Farmen gleichzeitig an (Santiago-Avila et al. 2018). Dies spricht für einen Vergrämungseffekt, der das Problem nur räumlich verlagerte, jedoch nicht löste.

Eine weitere nordamerikanische Untersuchung beschäftigte sich mit dem Effekt von Wolfstötungen auf das erneute Wiederauftreten von Nutztierübergriffen über einen Zeitraum von 20 Jahren. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass es [in der Abwesenheit von Herdenschutzmaßnahmen] kaum einen Unterschied gab, ob kein Tier oder mehrere Tiere eines Rudels getötet wurden (Bradley et al. 2015). Laut dieser Studie gab es einen deutlichen Effekt nur dann, wenn das gesamte Rudel eliminiert wurde. Dieser Effekt kam dadurch zustande, dass es mehrere Jahre dauerte, bis sich ein neues Rudel in diesem Gebiet etablierte. Da ein nicht vorhandenes Wolfsrudel auch keine Schäden verursachen kann, ist es genau genommen unzulässig, die Wirksamkeit von Abschüssen als Herdenschutzmethode in einem wolfsfreien Gebiet zu proklamieren (Santiago-Avila et al. 2018), auch wenn der Ausgang für den Tierhalter im Endeffekt der gewünschte war.

Das geplante Entfernen ganzer Rudel ist eine umstrittene Maßnahme, die bei Teilen der Bevölkerung auf große Ablehnung stößt (Eklund et al. 2017) und zudem in Deutschland rechtlich nicht zulässig ist. Zudem ist davon auszugehen, dass es in Gebieten mit flächendeckender Wolfspräsenz nur einige Wochen bis wenige Monate dauert, bis ein vakant gewordenes Territorium von einem neuen Wolfspaar besetzt oder von den Nachbarrudeln übernommen wird (Reinhardt und Kluth 2015).

In einer Meta-Analyse vorhandener Studien stellten Santiago-Avila et al. (2018) fest, dass es bis dato keine wissenschaftlich robuste Studie aus den USA gibt, die belegen konnte, dass das Töten von Wölfen tatsächlich den gewünschten Effekt erzielte, zukünftige Nutztierübergriffe zu verhindern. Solange ungeschützte Nutztiere zur Verfügung stehen, werden neu zugewanderte Wölfe früher oder später ebenfalls dieses Nahrungsangebot nutzen. Seit Jahren fordern daher Wissenschaftlerinnen

und Wissenschaftler von den US-Behörden ein evidenzbasiertes Wolfsmanagement, für das Maßnahmen ausgewählt werden, die nach wissenschaftlicher Datenlage tatsächlich dafür geeignet sind, das gewünschte Ziel zu erreichen (Treves et al. 2016; Bergstrom 2017; Vucetich et al. 2017; Santiago-Avila et al. 2018; van Eeden et al. 2018b).

9.4.2 Selektive Einzelabschüsse von Wölfen

Die Antwort des Menschen auf Konflikte mit Wildtieren bestand lange Zeit darin, schadenstiftende Wildtiere wie Bär, Wolf und Luchs stark zu reduzieren oder ganz auszurotten, wie dies in Deutschland geschah. Inzwischen sind die Wiederkehr und der Schutz von Großkarnivoren jedoch gesellschaftlich gewollt, und im Bereich des Managements dieser Tierarten hat ein Umdenken hin zu selektiven Entnahmen stattgefunden (Swan et al. 2017). Mit „Entnahme" ist in der Regel die Tötung eines Tieres gemeint. Solche selektiven Tötungen sollen sich gezielt gegen das schadensverursachende Tier richten. In der wissenschaftlichen Literatur gibt es allerdings nur wenige Beispiele zum Einsatz selektiver Wolfsentnahmen als Mittel zur Reduzierung von Nutztierschäden. Eine Studie aus Montana kommt zu dem Ergebnis, dass im Gegensatz zur allgemeinen Bejagung gezielte Entnahmen durchaus einen Effekt auf das Wiederauftreten von Übergriffen haben (DeCesare et al. 2018), ohne dass jedoch genauer ausgeführt wird, wie diese gezielten Entnahmen durchgeführt wurden. Eine aktuelle Studie konnte zeigen, dass in der Schweiz Einzelabschüsse von schadstiftenden Wölfen die Nutztierschäden kurz- und mittelfristig reduzierten (Vogt et al. 2022). Die Autoren schränken jedoch ein, dass die meisten Fälle aus der frühen Besiedlungsrate der Schweiz stammen, es in den betroffenen Gebieten nach den Abschüssen längere Zeit keine Zuwanderung von Wölfen gab und die Ergebnisse daher nicht ohne Weiteres auf Regionen mit flächiger Wolfspräsenz übertragbar sind.

Vor der Entscheidung, eine Abschussgenehmigung für eine streng geschützte Tierart zu erteilen, muss u. a. geprüft werden, ob es eine zumutbare Alternative dazu gibt (FFH-RL Art. 16/§ 45 BNatSchG). In Deutschland wurde im März 2020 der Paragraph 45 des BNatschG, der die Ausnahmen zur Entnahme streng geschützter Arten regelt, um einen Passus für den Wolf ergänzt. § 45a Abs. 2 BNatSchG enthält nun die rechtliche Grundlage speziell für den Abschuss von Wölfen, die Nutztiere trotz zumutbarer Herdenschutzmaßnahmen wiederholt töten und dadurch ernste landwirtschaftliche Schäden verursachen.

Eine fachliche Definition des für Deutschland **empfohlenen** zumutbaren Herdenschutzes hat das BfN herausgegeben (BfN und DBBW 2019). Zudem erarbeiteten Bund und Länder im Jahr 2021 den „Praxisleitfaden zur Erteilung artenschutzrechtlicher Ausnahmen nach §§ 45 und 45a BNatSchG beim Wolf, insbesondere bei Nutztierrissen", in dem die formell-rechtlichen Anforderungen für die Entnahme von Wölfen betrachtet werden. Dies beinhaltet eine juristische Betrachtung des Kriteriums „Zumutbarkeit". Durch dieses Kriterium soll prinzipiell dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit Rechnung getragen werden. Die letztlich heranzuziehenden

Ökologischer Nachweis	Gezielte Umsetzbarkeit	Bewertung der Wirksamkeit	Verfeinerung	Soziale Bewertung
1. kann das Problem überwiegend einem (oder wenigen) Individuen zugeschrieben werden?	2. Ist es möglich dieses Individuum korrekt zu identifizieren?	3. Wird die gezielte Entfernung dieses Individuums das Problem lösen?	4. Können dadurch unerwünschte Nebeneffekte eintreten? Lassen diese sich minimieren?	5. Kann die Ausrichtung auf das Einzelindividuum helfen, soziale Ziele zu erreichen?
Quantifizierung der individuellen Variation, insbesondere des Einflusses einzelner Individuen.	Einschätzung der Genauigkeit, das schadens-verursachende Individuum von anderen zu unterscheiden.	Anwendung von nicht-letalen Maßnahmen, um deren relative Wirksamkeit gegenüber einer Tötung zu untersuchen.	Einbeziehen von indirekten Effekten (z.B. Einfluss auf restliches Rudel).	Einschätzung, ob durch die Entfernung die angestrebten sozialen Ziele (z.B. Erhöhung der Toleranz) erreicht werden.

Abb. 9.4 Evaluation von selektiven Tötungen mod. nach Swan et al. (2017). Die empfohlenen Phasen der selektiven Tötung sind in der oberen Zeile dargestellt, in der Mitte die Fragen zur Durchführbarkeit, und unten sind die Methoden zur Beantwortung der Fragen aufgeführt
Fig. 9.4 Evaluation of selective killing mod. according to Swan et al. (2017). The recommended stages of selective killing are shown in the top row, the feasibility questions are in the middle, and the methods for answering the questions are listed below

zumutbaren Alternativen müssen jeweils von den Ländern im Rahmen ihrer Zuständigkeit für den Vollzug des BNatSchG festgelegt werden. Allerdings interpretieren die Bundesländer bisher sehr unterschiedlich, was hinsichtlich des Herdenschutzes als zumutbare Alternative anzusehen ist.

Die rechtliche Voraussetzung für die gezielte Entnahme von Wölfen, die nachweislich empfohlene Herdenschutzmaßnahmen überwinden, ist in Deutschland somit vorhanden. Inwiefern eine solche Entnahme praktikabel und zielführend ist, wurde von Swan et al. (2017) näher beleuchtet. Die Autoren entwickelten hierfür einen konzeptionellen Rahmen, der die empfohlenen Abwägungsschritte für die Entscheidung illustriert. Anhand dieses Konzepts kann überprüft werden, ob eine selektive Tötung tatsächlich die geeignete Methode ist, um das Problem zu lösen. (Abb. 9.4).

Im Folgenden wird dieses Schema am Beispiel eines selektiven Abschusses, der zum Ziel hat, die Nutztierschäden in einem Gebiet zu reduzieren, dargestellt. Grundlage für eine entsprechende Abschussgenehmigung wären in diesem Beispiel wiederholte Übergriffe auf Nutztiere trotz empfohlener Schutzmaßnahmen:

Können die Schäden einem oder wenigen Individuen zugeschrieben werden?
Mit den heutigen molekular-genetischen Methoden ist es gut möglich, das schadensverursachende Tier im Labor zu identifizieren. Jährlich werden im Senckenberg Zentrum für Wildtiergenetik tausende nicht-invasive Proben auf Wolfs-DNA untersucht, über die Hälfte davon sind Tupferproben, die an toten Nutztieren genommen werden. An den Bissstellen hinterlässt der Verursacher Speichel und damit Spuren seines Erbguts. Ein Wolf, der wiederholt Nutztiere tötet, wird bei einem entsprechend angelegten Monitoring selbst dann identifiziert, wenn einzelne Tupferproben nicht funktionieren.

Ist es möglich, das Individuum im Feld korrekt zu identifizieren?
Es ist eine Sache, das Individuum im Labor genetisch zu identifizieren und ihm eine eindeutige individuelle Kennnummer zuzuweisen, und eine andere, dasselbe Individuum in freier Wildbahn zu erkennen. Bei anderen Beutegreifern, die einzeln leben, oder solchen mit einem eindeutigen Fellmuster mag dies gelingen. Bei Rudeltieren wie Wölfen ist es schwierig. Selbst wenn bspw. die Elterntiere auf Fotos für Geübte gut von den Jungtieren zu unterscheiden sind, ist die Situation bei Sichtungen im Freiland eine andere. Die Beobachtung ist oft sehr kurz und meist auf größere Entfernung, die Tiere bewegen sich, die Lichtverhältnisse sind i. d. R. suboptimal. Wenn der betreffende Wolf über keine eindeutigen Kriterien der individuellen Erkennbarkeit verfügt (z. B. mit einem Senderhalsband versehen oder mit einem besonderen eindeutigen körperlichen Merkmal ausgestattet), muss die Entnahme in einem engen zeitlichen und räumlichen Zusammenhang mit dem Schadensereignis vollzogen werden, um die Wahrscheinlichkeit zu maximieren, das schadensverursachende Individuum zu töten. Nach erfolgreichen Übergriffen versucht es ein Wolf nicht selten an derselben Herde erneut: In einer Untersuchung aus Schweden war das Risiko eines erneuten Übergriffs in einem Umkreis von etwa 1 km in den ersten drei Wochen nach einem Übergriff besonders hoch (Karlsson und Johansson 2010). Es ist daher zielführend, eine Abschussgenehmigung auf einen engen Radius von etwa 1 km um die betroffene Weide und einen Zeitraum von maximal drei Wochen zu begrenzen, um so die Wahrscheinlichkeit zu maximieren, das schadensverursachende Individuum zu töten.

Wird die gezielte Entfernung dieses Tieres das Problem lösen?
Zunächst muss geprüft werden, ob und inwieweit die Nutztiere vor Wolfsübergriffen geschützt waren. Eine Entnahme wird nur dann den gewünschten nachhaltigen Effekt haben, wenn in dem betroffenen Gebiet ein Wolf trotz fachgerecht geschützter Nutztiere gelernt hat, empfohlene Herdenschutzmethoden zu überwinden, und dieses Individuum dann gezielt getötet wird. Somit kommt der Umsetzung effektiver Herdenschutzmaßnahmen eine maßgebliche Rolle zu. Dagegen wird in einem Gebiet mit vielen ungeschützten Nutztieren ein selektiver Abschuss, wenn überhaupt, nur eine kurzfristige Wirkung haben. Hier ist es nur eine Frage der Zeit, bis der nächste Wolf ungeschützte oder schlecht geschützte Nutztiere tötet. In einer solchen Situation bringt nicht die Wolfstötung die gewünschte nachhaltige Reduktion von Schäden, sondern die flächendeckende Anwendung von wirksamen Herdenschutzmaßnahmen.

Können durch die Entnahme unerwünschte Nebeneffekte eintreten?
Mögliche unerwünschte Nebeneffekte eines Abschusses sollten mitbedacht werden, speziell wenn dadurch eine Veränderung der Rudelstruktur herbeigeführt wird. Handelt es sich um ein Elterntier, das Welpen versorgt, wird sich durch den Abschuss der Druck auf das verbliebene Elterntier erhöhen, ausreichend Nahrung für die Welpen herbeizuschaffen. Das verbliebene Elterntier wird versuchen, an möglichst ein-

fach verfügbare Nahrung zu gelangen. Dadurch erhöht sich in einem Gebiet mit ungeschützten Schafen die Wahrscheinlichkeit, dass durch den Abschuss die Schäden sogar zunehmen (Fernandez-Gil et al. 2016; Fabbri et al. 2018).

Kann die Ausrichtung auf eine Einzelentnahme helfen, soziale Ziele zu erreichen? Verschiedene Bevölkerungsgruppen haben unterschiedliche, teils gegensätzliche Einstellungen gegenüber dem Wolf (Lehnen et al. 2021). Interessengruppen, die direkt und negativ von Wölfen beeinträchtigt werden, fordern häufig eine Bejagung oder vereinfachte Genehmigungsverfahren für Abschüsse (Treves et al. 2013), während naturschutzorientierte Gruppen solchen Maßnahmen kritisch gegenüberstehen (Swan et al. 2017). Im Allgemeinen wird davon ausgegangen, dass die gezielte Entnahme von wenigen Individuen auch bei denjenigen, die eine generelle Bejagung ablehnen, auf größeres Verständnis treffen wird (Linnell 2011; Vogt et al. 2022). Insofern kann die gezielte Tötung eines einzelnen, schadenstiftenden Wolfs ein Kompromiss sein, der beiden Gruppen entgegenkommt.

9.4.3 Nicht-letale Herdenschutzmaßnahmen

Um Übergriffe von Wölfen auf Nutztiere zu reduzieren, sind nicht-letale Herdenschutzmethoden deutlich effektivier als letale Entnahmen (McManus et al. 2014; Miller et al. 2016; Treves et al. 2016; Stone et al. 2017; van Eeden et al. 2018b; Bruns et al. 2020). Farmen in Idaho, USA, die nicht-letale Formen von Herdenschutzmethoden einsetzten, konnten Nutztierübergriffe durch Wölfe dreimal stärker reduzieren als Farmen, welche nur letale Entnahmen anwandten (Stone et al. 2017). Auch die Erfahrungen aus Europa zeigen, dass korrekt angewandte nicht-letale Herdenschutzmaßnahmen den Verlust von Nutztieren durch Großkarnivoren drastisch reduzierten (Linnell und Cretois 2018). Der Effekt ist besonders deutlich, wenn sie gezielt in Prädations-Hotspots eingesetzt werden (Pimenta et al. 2018).

Bewährt haben sich elektrische Zäune, die Kombination von elektrischen Zäunen und Herdenschutzhunden und für frei weidende Schafe eine Behirtung in Kombination mit wolfsabweisenden Nachtpferchen und ggf. Herdenschutzhunden (z. B. Espuno et al. 2004; Salvatori und Mertens 2012; Linnell und Cretois 2018; Ricci et al. 2018; Khorozyan und Waltert 2019; Bruns et al. 2020). Insbesondere bei Rindern ist die Umstellung des Herdenmanagements (Geburtensynchronisation und besonderer Schutz der jungen Kälber) eine weitere erfolgreiche Maßnahme (Breck et al. 2011; Álvares et al. 2014; Pimenta et al. 2017). Als Sofort-Maßnahme sind für einen begrenzten Zeitraum auch rein visuelle Barrieren wie Lappenzäune effektiv (Musiani et al. 2003; Davidson-Nelson und Gehring 2010; Stone et al. 2017; Iliopoulos et al. 2019; Bruns et al. 2020). Inzwischen ist eine Kombination aus Lappen- und Elektrozaun entwickelt worden (sogenannte Turbo-Fladry), durch die Wolfsübergriffe ebenfalls erfolgreich reduziert werden (Lance et al. 2010; Stone et al. 2017). In den zweimal jährlich erscheinenden Carnivore Damage Prevention News

(http://www.protectiondestroupeaux.ch/cdpnews/) finden sich viele Fallbeispiele und Erfahrungsberichte aus der Praxis rund um das Thema Herdenschutz.

Allerdings zeigten mehrere Studien, dass insbesondere Elektrozäune häufig nicht korrekt aufgebaut und gewartet werden (Wam et al. 2003 zit. nach Linnell und Cretois 2018; Krofel et al. 2011; Frank und Eklund 2017), wodurch ihre Schutzwirkung eingeschränkt ist. Auch in Deutschland betrifft ein Großteil der wolfsverursachten Schäden nicht oder nicht korrekt geschützte Nutztiere (BfN und DBBW 2019; DBBW 2020b, 2021). So waren in einigen Bundesländern in über 80 % der Wolfsübergriffe auf Schafe keine korrekt angewandten Herdenschutzmaßnahmen vorhanden. Es ist daher unabdingbar, dass Herdenschutzmaßnahmen nicht nur gefördert werden, sondern auch sichergestellt wird, dass sie korrekt angewandt werden (Linnell et al. 2012; Berce und Černe 2020).

Die große Herausforderung besteht darin, Anreize für Tierhaltende zu schaffen, um deren Motivation zu erhöhen, Herdenschutzmaßnahmen korrekt anzuwenden und in Stand zu halten (Linnell und Cretois 2018). Wenn es zu vermehrten Übergriffen auf Nutztiere kommt, brauchen die Betroffenen rasche Abhilfe. Eine sachgerechte Überprüfung der bestehenden Schutzmaßnahmen und die zeitnahe logistische Unterstützung für einen verbesserten Schutz, etwa durch Notfallzaunsets, sollten erste Priorität für amtliche Stellen sein.

9.4.4 Zusammenfassung der Datenlage zur Eignung verschiedener Managementmaßnahmen für eine Minimierung von Wolfsübergriffen auf Nutztiere

Obwohl in vielen Teilen der Welt Großkarnivoren traditionell mit dem Ziel getötet werden, Übergriffe auf Nutztiere zu verhindern (Treves 2019), gibt es keine wissenschaftlichen Belege dafür, dass dadurch die Schäden deutlich verringert werden, es sein denn, der Wolfsbestand wird drastisch reduziert oder ganz ausgelöscht (Bjorge und Gunson 1985; Musiani et al. 2005; Krofel et al. 2011; Linnell und Cretois 2018). Eine generelle Bejagung von Wölfen, ohne sie großflächig auszurotten, ist offensichtlich kein geeignetes Mittel, um Nutztierschäden in Deutschland zu verringern. Getötete Wölfe werden rasch wieder durch Reproduktion oder Neuzuwanderer ersetzt, und auch diese Wölfe werden ungeschützte Weidetiere als Nahrungsquelle entdecken und nutzen, wenn keine geeigneten Herdenschutzmaßnahmen umgesetzt werden.

Auch die häufig geäußerte Idee, bestimmte Gebiete frei von Wölfen zu halten (BSZ 2017; Bauernbund Brandenburg 2018; CDU/CSU 2018), ist nicht zielführend, um Nutztierübergriffe zu reduzieren. Erstens ist dies gegenwärtig mit der rechtlichen Situation unvereinbar (Trouwborst 2018). Zweitens können auch durchwandernde Wölfe erhebliche Schäden an ungeschützten Weidetieren verursachen (Imbert et al. 2016; Mayer et al. 2022). Dies zeigen auch Daten aus Deutschland (vergleiche DBBW 2016–2020; NLWKN 2021; Mayer et al. 2022). Das Schadensniveau kann in einem solchen Gebiet entsprechend hoch bleiben, auch wenn eine Ansiedlung von Wölfen durch kontinuierliche Abschüsse verhindert wird.

Im Gegensatz zu einer undifferenzierten allgemeinen Bejagung des Wolfs kann die gezielte Entnahme von Einzeltieren wirksam sein (Swan et al. 2017). Allerdings haben Einzelfallentnahmen nur dann einen nachhaltigen Effekt, wenn es sich tatsächlich um Individuen handelt, die gelernt haben, funktionstüchtige Schutzmaßnahmen zu überwinden und die sich damit Zugang zu Nutztieren verschaffen, die vor anderen Wölfen in der Region sicher sind. Ansonsten werden auch durch selektive Entnahmen die Schäden, wenn überhaupt, nur vorübergehend verringert (Stahl et al. 2001; Blejwas et al. 2002; Stahl et al. 2002). Zudem ist es sehr schwierig, in der freien Natur ein bestimmtes Individuum sicher zu identifizieren (Linnell et al. 1999; Stahl et al. 2002; Lennox et al. 2018). Dies zeigen auch die bisherigen Erfahrungen aus Deutschland. Selbst in einem Gebiet mit nur einem territorialen Einzelwolf kann sich der Abschuss dieses Tieres als unerwartet schwierig gestalten (Mayer et al. 2022). Um zu gewährleisten, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit tatsächlich das schadensverursachende Tier erlegt wird, müssen solche Abschüsse in engem räumlichem und zeitlichem Zusammenhang mit dem Schadensfall stehen (Treves und Naughton-Treves 2005). Sowohl die FFH RL als auch das Bundesnaturschutzgesetz lassen letale Entnahmen nur dann zu, wenn es keine zumutbaren Alternativen gibt. Empfohlene Herdenschutzmaßnahmen werden in aller Regel als zumutbare Alternative betrachtet. In den seltenen Fällen, in denen ein Wolf nachweislich gelernt hat, empfohlene Schutzmaßnahmen zu überwinden, kann eine selektive Entnahme tatsächlich zur Konfliktlösung beitragen.

Die Datenlage der hier ausgewerteten Quellen zeigt eindeutig: Der einzige Weg, um in Koexistenz mit den Wölfen in breiter Fläche eine dauerhafte Reduktion von Schäden an Nutztieren zu erreichen, ist die fachgerechte Umsetzung von Herdenschutzmaßnahmen. Übergriffe auf Nutztiere lassen sich zwar auch dadurch nicht vollständig verhindern. Sie können jedoch durch korrekt angewandte Herdenschutzmaßnahmen deutlich reduziert werden. Die Wirksamkeit von nicht-letalen Herdenschutzmaßnahmen zur Verhinderung von Übergriffen auf Nutztiere ist eindeutig stärker belegt als der Effekt letaler Methoden (Miller et al. 2016; Treves et al. 2016; Eklund et al. 2017; Lennox et al. 2018; Moreira-Arce et al. 2018; van Eeden et al. 2018a, b; Treves 2019). Es gibt daher einen breiten Konsens in der Wissenschaft, dass nicht-letale Methoden zur Verringerung von Nutztierübergriffen durch große Karnivoren nicht nur effektiver, sondern aus ökologischen, rechtlichen und wildtierpolitischen Gründen vertretbarer und gesellschaftlich tolerierter sind als letale Methoden (Bergstrom 2017; Stone et al. 2017; Vucetich et al. 2017; Bruns et al. 2020)

9.5 Der Weg zu einem evidenzbasierten und lösungsorientierten Wolfsmanagement

Wissenschaft und Praxis liefern Daten, Erkenntnisse und Erfahrungen über die gesamte Bandbreite der Managementmaßnahmen, die technisch möglich sind. Jedoch gibt die Wissenschaft nicht vor, was richtig oder falsch, gut oder schlecht ist. So kommt die Wissenschaft nicht **per se** zu dem Schluss, dass es **notwendig** oder sogar

angemessen ist, Wölfe zu bejagen (Vucetich et al. 2017). Die Antwort auf die Frage, ob Wölfe bejagt werden sollten, ergibt sich aus den Zielen und Wertevorstellungen der Gesellschaft, die in gesetzlichen Regelwerken ihren Widerhall finden. In diesem Text geht es unter anderem um die Frage, ob der Wolf bejagt werden **muss**, um bestimmte Ziele zu erreichen. Wie gezeigt wurde, ist dies für eine nachhaltige Verringerung der wolfsverursachten Nutztierschäden nicht der Fall.

9.5.1 Klare Zielvorgabe für das Management

Zunächst ist es wichtig, sich zu vergegenwärtigen, was das primäre Ziel einer Managementmaßnahme ist. Dieses sollte klar definiert und dann die dafür passenden Maßnahmen gewählt werden. Auf Basis verfügbarer wissenschaftlicher Erkenntnisse muss bereits vorab evaluiert werden, ob die in Frage kommenden Maßnahmen überhaupt geeignet sind, das Ziel zu erreichen, insbesondere dann, wenn diese auch das Töten von empfindungsfähigen und noch dazu streng geschützten Tieren beinhalten. Um überprüfen zu können, wie wirksam die gewählten Managementmaßnahmen in der konkreten Situation sind, in der sie zum Einsatz kommen, werden Kriterien zur Bewertung des Erfolgs oder Misserfolgs benötigt.

In dem hier dargelegten Beispiel ist das Managementziel eine deutliche und nachhaltige Minimierung der Anzahl von Wolfsübergriffen auf Nutztiere. Das gesamtgesellschaftliche Anliegen, die Weidetierhaltung auch in Wolfsgebieten zu erhalten, lässt sich nur umsetzen, wenn die Tierverluste mit einem vertretbaren Aufwand auf ein Minimum reduziert werden können. Kein Tierbesitzer möchte in der Ungewissheit leben und arbeiten, seine Tiere tot auf der Weide vorfinden zu müssen. Die Tierhaltenden müssen die Gewissheit haben, dass ihre Erwerbsgrundlage durch die Anwesenheit von Wölfen nicht infrage gestellt wird. Sie müssen sich darauf verlassen können, dass die Managementmaßnahmen, die zu einer Minimierung von Wolfsübergriffen auf Nutztiere führen sollen, effektiv sind. Kriterien zur Erfolgskontrolle dieser Managementmaßnahmen können konkrete Werte sein, unter welche die Anzahl der Übergriffe innerhalb einer bestimmten Zeit und Gebietskulisse gesenkt werden sollen (Tab. 9.1). Diese Zielgrößen müssen nicht starr sein. So könnten zum Beispiel in Gebieten, in die Wölfe neu einwandern, für eine Übergangsfrist andere Kriterien gelten als in Gebieten mit jahrelanger Wolfspräsenz. Die gesetzten Zielmarken dienen dem Wolfsmanagement als Erfolgskontrolle. Sie ermöglichen es, gezielt dort nachzusteuern und Ressourcen zu bündeln, wo die anvisierten Zielmarken deutlich verfehlt und damit das Ziel nicht erreicht wurde.

9.5.2 Geld allein hilft nicht

In Deutschland steigen die jährlichen Ausgaben der Bundesländer für Schadensausgleich wie für Präventionsmaßnahmen stetig an (DBBW Schadensberichte 2016–2021). Dies ist in einer schnell wachsenden Wolfspopulation nicht verwunderlich, da neue Gebiete von Wölfen besiedelt und ein immer größer werdender

Tab. 9.1 Prinzip eines lösungsorientierten Wildtiermanagements am Beispiel des Wolf-Nutztier-Konfliktes

Table 9.1 Principle of solution-oriented wildlife management using wolf-livestock conflict as an example

Generelle Vorgehensweise	Beispiel Wolf – Nutztierkonflikt
Identifizieren des Konfliktes	Wölfe töten wiederholt Nutztiere in einem Gebiet.
Formulieren des Ziels	Übergriffe auf Nutztiere in diesem Gebiet deutlich und nachhaltig reduzieren.
Definieren von Messgrößen zur Bewertung des Erfolgs/Misserfolgs der Managementmaßnahme	Übergriffe auf Nutztiere auf ein vorher zu definierendes Maximum, z. B. pro Territorium/Gemeinde/Landkreis/Halter und Jahr senken.
Identifizieren von Maßnahmen, die geeignet sind, um das Ziel zu erreichen	Implementierung von regional angepassten Herdenschutzmaßnahmen (z. B. Elektrozäune, Herdenschutztiere, betriebliche Maßnahmen). Beratung von Nutztierhaltenden.
Erfolgskontrolle/Anpassen der Maßnahmen	Monitoring der Funktionstüchtigkeit von Herdenschutzmaßnahmen. Monitoring der Wirksamkeit von Herdenschutzmaßnahmen. Weiterentwicklung von Herdenschutzmaßnahmen. Bei wiederkehrenden Schäden an Weidetieren, die durch nachweislich empfohlene und umgesetzte Schutzmaßnahmen geschützt waren, selektive Entnahme des Wolfes.

Personenkreis von Nutztierhaltenden damit konfrontiert wird, ihre Tiere vor Übergriffen schützen zu müssen. Die Ausgaben für Herdenschutz lagen zuletzt um das 10- bis 20-fache höher als die Summen für Schadensausgleich (DBBW 2020b, 2021). Dies zeigt, dass die Bundesländer den Schwerpunkt auf die Prävention der Nutztierschäden legen, was ausdrücklich zu begrüßen ist. Mittlerweile fördern alle Bundesländer mit Wolfsterritorien Herdenschutzmaßnahmen.

Allerdings finden Nutztierübergriffe nicht nur in Gebieten statt, in denen Wölfe durchwandern oder die neu besiedelt werden. Auch in Gebieten, in denen bereits seit mehreren Jahren Wölfe leben, kommt es lokal noch immer zu Übergriffen. Teilweise können Prädations-Hotspots über mehrere Jahre bestehen bleiben. Offenbar ist die Auszahlung von Fördergeldern für Herdenschutzmittel allein nicht ausreichend, um die Anzahl der Übergriffe deutlich zu senken. Diese Erkenntnis ist weder neu noch für Deutschland exklusiv. Eine stichprobenartige Überprüfung von geförderten „raubtierabweisenden" Zäunen in Schweden ergab das ernüchternde Ergebnis, dass 86 % Prozent der Zäune nicht funktionstüchtig waren (Frank und Eklund 2017). Ähnliche Erfahrungen gibt es auch aus anderen Ländern (Krofel et al. 2011). Also muss neben den finanziellen Mitteln auch die fachliche Expertise für die korrekte Anwendung und Wartung zur Verfügung stehen und die Funktionstüchtigkeit von Schutzmaßnahmen routinemäßig überprüft werden (Linnell et al. 2012; Khorozyan und Waltert 2019b). Idealerweise entwickelt sich unter den Tierhaltenden eine hohe Fachkompetenz und Eigenmotivation, den Herdenschutz effektiv und sicher umzusetzen. Dies geschieht jedoch nicht von heute auf morgen.

9.5.3 Wirksamkeit von Schutzmaßnahmen prüfen

In der Auswertung der wissenschaftlichen Literatur ist deutlich geworden, dass nicht-letale Herdenschutzmaßnahmen, die darauf abzielen, Wölfen den Zugang zu Nutztieren zu verwehren, wirksamer sind als Abschüsse. Dennoch ist davon auszugehen, dass es zwischen den verschiedenen Schutzmaßnahmen Unterschiede in der Wirksamkeit gibt. Voraussetzung für einen Vergleich der Effektivität verschiedener Herdenschutzmethoden sind Daten zur Funktionstüchtigkeit der im Einsatz befindlichen Maßnahmen. Allerdings gibt es bis heute aus Deutschland, abgesehen von kleinen Einzelfallstudien (Hartleb et al. 2017; Kamp 2021), keine aussagekräftigen Untersuchungen dazu, wie viel Prozent der geförderten Herdenschutzmaßnahmen im Einsatz tatsächlich funktionstüchtig sind. Vor dem Hintergrund stetig steigender Ausgaben für Präventionsmaßnahmen und der prekären finanziellen Situation von Schäferinnen und Schäfern ist diese Diskrepanz schwer verständlich. Wenn nicht klar ist, ob die geförderten Herdenschutzmaßnahmen funktionstüchtig angewandt werden, können auch keine Aussagen zur unterschiedlichen Effektivität verschiedener Herdenschutzmaßnahmen getroffen werden. In der Regel werden Angaben zu vorhandenen Schutzmaßnahmen während der Begutachtung von geschädigten Nutztieren aufgenommen. Allerdings ist es im Nachhinein oft schwierig festzustellen, ob die Schutzmaßnahmen zum Zeitpunkt eines Angriffs ordnungsgemäß funktioniert hat. Daher sind stichprobenartige Kontrollen, unabhängig vom Auftreten von Übergriffen, erforderlich, um ausreichende Daten über die Funktionalität von Präventionsmaßnahmen zu erhalten. Dies ist nicht als Kontrolle der Tierhaltenden zu verstehen, sondern notwendig, um die Ursachen von Übergriffen besser beurteilen und in der Folge abstellen zu können. Solche Kontrollen müssen mit viel Fingerspitzengefühl durchgeführt werden, um Misstrauen oder Ressentiments zu vermeiden. Der Zweck der Schadensverhütung und des Schadensausgleichs besteht schließlich darin, Missstände zu mildern und nicht zu verschlimmern. Andererseits sind Kontrollen gerechtfertigt, wenn Präventionsmaßnahmen mit öffentlichen Geldern finanziert werden. Es ist wichtig, dass Nutztierhaltende verstehen, dass das Ziel darin besteht, die wirksamsten Präventionsmaßnahmen zu ermitteln und so die Schäden zu minimieren. Die informierte Zustimmung zu solchen Kontrollen sollte Bestandteil der Finanzierungsunterlagen und der mit den Nutztierhaltenden unterzeichneten Vereinbarungen sein (Rigg 2022).

Einige Bundesländer führen in ihren Schadensstatistiken an, ob bei einem Wolfsübergriff ein „Mindestschutz" vorhanden war. Der sogenannte Mindestschutz ist ein Kompromiss zwischen dem Aufwand des Tierhalters und der Sicherheit gegenüber Wolfsangriffen. Die Vorgaben für den Mindestschutz sind entsprechend geringer als für den empfohlenen Herdenschutz und unterscheiden sich teilweise zwischen den Bundesländern. In der Regel ist ein Mindestschutz nur bei Schafen, Ziegen und Gatterwild als Voraussetzung für Ausgleichszahlungen im Schadensfall definiert (Details dazu sind in den jährlichen Berichten zu Prävention und Nutztierschäden ausgeführt: https://dbb-wolf.de/mehr/literatur-download/berichte-zu-praevention-und-nutztierschaeden). Die Angabe, ob ein Mindestschutz vorhanden war, sagt

nichts darüber aus, ob ein Zaun zum Zeitpunkt des Übergriffs funktionstüchtig war und ob dieser durch den Wolf oder von den Schafen überwunden wurde. Ein technisch funktionstüchtiger Zaun verliert seine Wirksamkeit, wenn die gekoppelte Fläche zu klein ist und die Schafe darin einer potenziellen Bedrohung nicht ausweichen können und ausbrechen.

Um zu verstehen, warum trotz steigender Präventionsausgaben die Nutztierschäden teilweise auch in Gebieten mit jahrelanger Wolfspräsenz nicht zurückgehen, sind Daten zur Funktionstüchtigkeit der geförderten Schutzmaßnahmen notwendig. Erst auf Basis dieser Daten lassen sich Aussagen zu möglichen Unterschieden in der Wirksamkeit verschiedener Schutzmaßnahmen treffen. Zudem kann durch solche Untersuchungen überprüft werden, ob die Verwendung öffentlicher Mittel für die Förderung von fachlich empfohlenen Herdenschutzmaßnahmen eine sinnvolle Investition darstellt (van Eeden et al. 2018b). Empfehlungen dazu, wie entsprechende Untersuchungen mit einem robusten und zuverlässigen Studiendesign entwickelt werden sollten, finden sich bei van Eeden et al. (2018b), Treves (2019), Treves et al. (2019), Louchouarn et al. (2020), Oliveira et al. (2021). Neben der Untersuchung der rein technischen Aspekte des Herdenschutzes ist es ebenso wichtig herauszufinden, wie die Akzeptanz gegenüber Herdenschutzmaßnahmen bei den Tierhaltenden verbessert und deren Eigenmotivation erhöht werden kann. Auch die effektivste Schutzmaßnahme bleibt nutzlos, wenn sie nicht angewandt wird. Nutztierhaltende sollten daher schon in die Konzeption entsprechender Projekte mit eingebunden werden, um sicherzustellen, dass die Fragen untersucht werden, deren Beantwortung für sie am dringendsten ist. Zudem ist bei den Nutztierhaltenden ein Erfahrungsschatz vorhanden, der unersetzbar ist, um pragmatische, lokal angepasste Herdenschutz-Lösungen zu entwickeln und so Nutztierübergriffe von Wölfen langfristig zu minimieren.

9.6 Fazit

Übergriffe von Wölfen auf Nutztiere werden am effektivsten durch die korrekte Umsetzung von nicht-letalen Herdenschutzmaßnahmen nachhaltig verhindert. Die aktuellen Wolfsverordnungen einiger Bundesländer konzentrieren sich im Kontext von Nutztierschäden jedoch vor allem darauf, wann die in den Ländern geltenden Kriterien für einen Abschuss erfüllt sind (BbgWolfVO 2018; SächsWolfMVO 2019; NWolfVO 2020). Allerdings entsprechen diese Abschusskriterien überwiegend nicht den hier erläuterten Voraussetzungen für selektive Abschüsse. Wie anhand der wissenschaftlichen Evidenz aufgezeigt wurde, ist damit den Tierhaltenden nur selten geholfen, insbesondere wenn nicht die schadensverursachenden Tiere erlegt werden. Solche Maßnahmen, wie auch eine immer wieder geforderte generelle Bejagung, mögen vielleicht ein probates Mittel sein, um politischem Druck zu begegnen, sie sind jedoch nach Auswertung der wissenschaftlichen Literatur keine wirksamen Maßnahmen, um Übergriffe auf Nutztiere zu minimieren und den betroffenen Weidetierhaltenden wirklich zu helfen.

Insbesondere die Berufsschäferinnen und Berufsschäfer in Deutschland sind, unabhängig vom Wolf, schon lange in einer extrem schwierigen wirtschaftlichen Lage. Die Rückkehr des Wolfes ist in dieser Situation für einige der Tropfen, der das Fass zum Überlaufen bringt. Durch den nun permanent erforderlichen Herdenschutz steigt die ohnehin schon hohe Arbeitsbelastung weiter. Wollen wir als Gesellschaft die Weideschafhaltung auch zukünftig erhalten, muss die wirtschaftliche Lage der Tierhaltenden deutlich verbessert werden, unabhängig davon, ob es Wölfe gibt. Die von einigen Bundesländern inzwischen eingeführte Weidetierprämie ist hier ein Schritt in die richtige Richtung, um den durch den Herdenschutz erforderlichen zusätzlichen Arbeitsaufwand finanziell abzupuffern.

Das Wissen, wie Weidetiere vor Übergriffen durch Wölfe geschützt werden können, und das technische Know-how dafür sind heute auch in Deutschland vorhanden. Die Methoden sind seit Jahrzehnten bekannt, auch wenn sie stets weiterentwickelt und den lokalen Bedingungen angepasst werden sollten. Viele Tierhaltende haben hier inzwischen ein hohes Maß an Fachkompetenz entwickelt. In den nächsten Jahren geht es darum, Wege zu finden, wie die Akzeptanz von Schutzmaßnahmen und die Eigenmotivation der Tierhaltenden, diese anzuwenden, erhöht werden kann. Nur durch einen möglichst flächendeckenden fachgerechten Einsatz von Herdenschutzmaßnahmen kann verhindert werden, dass Wölfe an nicht korrekt geschützten Tieren das Überwinden dieser Maßnahmen erlernen. Die Erfahrung aus den vergangenen 20 Jahren zeigen, dass die reine Finanzierung von Präventionsmaßnahmen nicht ausreicht. Um die Funktionstüchtigkeit der eingesetzten Schutzmaßnahmen zu gewährleisten, ist eine routinemäßige Überprüfung notwendig. Daneben sollte jeder Tierhaltende bei Bedarf auch fachliche Expertise zur korrekten Anwendung der Maßnahmen in Anspruch nehmen können. Vor allem in Gebieten mit Prädations-Hotspots sollte aktiv auf die Tierhaltenden zugegangen werden, damit Herdenschutzmaßnahmen konsequent umgesetzt werden.

Um gezielter als bisher auf die steigende Zahl von Übergriffen auf Nutztiere in Deutschland reagieren zu können, werden dringend Daten zur Funktionstüchtigkeit, Anwendbarkeit und Akzeptanz der eingesetzten Herdenschutzmaßnahmen benötigt. Diese Daten sind zudem die Grundlage für wissenschaftliche Studien zu möglichen Unterschieden in der Wirksamkeit verschiedener Herdenschutzmethoden. Entsprechende Untersuchungen sind nur in enger Zusammenarbeit zwischen Weidetierhaltung und Wissenschaft möglich. Der Weg von einem emotionsbasierten hin zu einem evidenzbasierten Wolfsmanagement führt über wissenschaftlich robuste Daten und Analysen, basierend auf der Fachkompetenz und den praktischen Erfahrungen der Weidetierhaltenden.

Literatur

AfD (2015) Wölfe in Sachsen. Ohne Regulierung geht es nicht. Flyer der AfD-Fraktion im Sächsischen Landtag, Bernhard-von-Lindenau-Platz

Álvares F, Blanco JC, Salvatori V, Pimenta V, Barroso I, Ribeiro S (2014) IBERIAN PILOT ACTION: Best practices to reduce wolf predation on free-ranging cattle in Portugal and Spain. Exploring traditional husbandry methods to reduce wolf predation on free-ranging cattle in Portugal and Spain. Final Report

Bauernbund Brandenburg (2018) Bauernbund-Demo in Potsdam: Große Teile Brandenburgs müssen wolfsfreie Zone werden! Rundbrief Dezember 2018. http://www.bauernbund-brandenburg.de/images/Dokumente/Rundbriefe/rbb_2018-12.pdf. Zugegriffen am 10.08.2021

BbgWolfVO (2018) Verordnung über die Zulassung von Ausnahmen von den Schutzvorschriften für den Wolf (Brandenburgische Wolfsverordnung – BbgWolfV). GVBl.II/18, [Nr. 8]

Berce T, Černe R (eds) (2020) Prevention of damages caused by large carnivores in the Alps. Joint report prepared by: Large Carnivores, wild ungulates and society working group (WISO) of the Alpine Convention and the project LIFE WOLFALPS EU. https://www.alpconv.org/fileadmin/user_upload/Organization/TWB/WISO/WISO_Annex1_Prevention-of-damages-caused-by-large-carnivores-in-the-Alps_20200921.pdf. Zugegriffen am 16.11.2020

Bergstrom BJ (2017) Carnivore conservation: shifting the paradigm from control to coexistence. J Mammal 98(1):1–6. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw185

BfN und DBBW (2019) Empfehlungen zum Schutz von Weidetieren und Gehegetieren vor dem Wolf. Konkrete Anforderungen an die empfohlenen Präventionsmaßnahmen. BfN-Skripten 530:14 S

Bjorge RR, Gunson JR (1985) Evaluation of wolf control to reduce cattle predation in Alberta. J. Range Manag. 38:483–486

Blanco JC, Cortés Y (2009) Ecological and social constraints of wolf recovery in Spain. In: Musiani M, Boitani L, Paquet PC (Hrsg) A new era for wolves and people: wolf recovery, human attitudes, and policy. University of Calgary Press, Calgary, S 41–66

BLE (2022) Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. Schafhaltung in Deutschland. https://www.praxis-agrar.de/tier/schafe-und-ziegen/schafhaltung-in-deutschland/. Zugegriffen am 07.02.2022

Blejwas KM, Sackse BN, Jaeger MM, McCullough DR (2002) The effectiveness of selective removal of breeding coyotes in reducing sheep predation. J Wildl Manage 66(2):451–462

Bradley EH, Robinson HS, Bangs EE, Kunkel K, Jiminez MD, Gude JA, Grimm T (2015) Effects of wolf removal on livestock depredation recurrence and wolf recovery in Montana, Idaho, and Wyoming. J Wildl Manag 79(8):1337–1346. https://doi.org/10.1002/jwmg.948

Breck SW, Kluever BM, Panasci M, Oakleaf J, Johnson T, Ballard W, Howery L, Bergman DL (2011) Domestic calf mortality and producer detection rates in the Mexican wolf recovery area: implications for livestock management and carnivore compensation schemes. Biol Conserv 144:930–936. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.014

Bruns A, Waltert M, Khorozyan I (2020) The effectiveness of livestock protection measures against wolves (Canis lupus) and implications for their co-existence with humans. Global Ecol Conser 21. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00868

BSZ (2017) Minister fordert wolfsfreie Zonen. Bayerische Staatszeitung. 08.08.2017. https://www.bayerische-staatszeitung.de/staatszeitung/politik/detailansicht-politik/artikel/minister-fordert-wolfsfreie-zonen.html#topPosition

Carnivore Damage Prevention News. (CDP News): http://www.protectiondestroupeaux.ch/cdpnews/

CDU/CSU (2018) Wölfe in Deutschland – Sorgen ernst nehmen, Sicherheit schaffen, Bestände regulieren. Positionspapier der CDU/CSU-Fraktion im Deutschen Bundestag. Beschluss vom 27. November 2018. https://www.cducsu.de/sites/default/files/2018-11/Positionspapier%20Wolf_1.pdf

Dalerum F, Selby LOK, Pirk CWW (2020) Relationship between livestock damages and large carnivores in Sweden. Front Ecol Evol 7:507. https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00507

Davidson-Nelson SJ, Gehring TM (2010) Testing fladry as a nonlethal management tool for wolves and coyotes in Michigan. Hum Wildl Interact 4(1):87–94

DBBW (2020a) Wölfe in Deutschland. Statusbericht 2019/2020. https://dbb-wolf.de/mehr/literatur-download/statusberichte

DBBW (2020b) Wolfsverursachte Schäden, Präventions- und Ausgleichszahlungen in Deutschland 2019. https://dbb-wolf.de/mehr/literatur-download/berichte-zu-praevention-und-nutztierschaeden

DBBW (2021) Wolfsverursachte Schäden, Präventions- und Ausgleichszahlungen in Deutschland 2020. https://dbb-wolf.de/mehr/literatur-download/berichte-zu-praevention-und-nutztierschaeden

DeCesare NJ, Wilson SM, Bradley EH, Gude JA, Inman RM, Lance NJ, Nelson AA, Ros MS, Smucker TD (2018) Wolf-Livestock conflicts and the effects of wolf management. J Wildl Manage 82(4):711–722. https://doi.org/10.1002/jwmg.21419

Deutscher Bundestag 19/584: „Gefahr Wolf – Unkontrollierte Population stoppen". Antrag der FDP-Fraktion. https://www.bundestag.de/dokumente/textarchiv/2018/kw05-de-wolfspopulation-538094#:~:text=AfD%3A%20Wolfspopulation%20intelligent%20regulieren%20Die%20AfD%20schl%C3%A4gt%20ein,anderen%20Unterarten%20oder%20Mischlingen%2C%20die%20keinen%20Schutzstatus%20haben. Zugegriffen am 30.10.2021

Deutscher Bundestag 19/594: „Herdenschutz und Schutz des Menschen im ländlichen Raum – Wolfspopulation intelligent regulieren". Antrag der AfD-Fraktion. https://www.bundestag.de/dokumente/textarchiv/2018/kw05-de-wolfspopulation-538094#:~:text=AfD%3A%20Wolfspopulation%20intelligent%20regulieren%20Die%20AfD%20schl%C3%A4gt%20ein,anderen%20Unterarten%20oder%20Mischlingen%2C%20die%20keinen%20Schutzstatus%20haben. Zugegriffen am 30.10.2021

Dondina O, Meriggi A, Dagradi V, Perversi M, Milanesi P (2015) Wolf predation on livestock in an area of northern Italy and prediction of damage risk. Ethol Ecol Evol 27(2):200–219. https://doi.org/10.1080/03949370.2014.916352

van Eeden LM, Crowther MS, Dickman CR, MacDonald DW, Ripple WJ, Ritchie EG, Newsome TM (2018a) Managing conflict between large carnivores and livestock. Conserv Biol 32(1):26–34. https://doi.org/10.1111/cobi.12959

van Eeden LM, Eklund A, Miller JRB, Lopez-Bao JV, Chapron G, Cejtin MR, Crowser MS, Dickman CR, Frank J, Krofel M, Macdonald DW, McManus J, Meyer TK, Middleton AD, Newsome TM, Ripple WJ, Ritchie EG, Schmitz OJ, Stoner KJ, Tourani M, Treves A (2018b) Carnivore conservation needs evidence-based livestock protection. PLoS Biol 16(9):e2005577. https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005577

Eklund A, Lopez-Bao JV, Tourani M, Chapron G, Frank J (2017) Limited evidence on the effectiveness of interventions to reduce livestock predation by large carnivores. Sci Rep 7:2097. https://doi.org/10.1038/s41598-41017-02323-w

Espuno N, Lequette B, Poulle ML, Migot P, Lebreton J-D (2004) Heterogenous response to preventive sheep husbandry during wolf recolonization of the French Alps. Wildl Soc Bull 32(4):1195–1208

European Commission (2021) Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive. Commission notice C (2021) 7301 final

Fabbri E, Velli E, D'Amico F, Galaverni M, Mastrogiuseppe L, Mattucci F, Caniglia R (2018) From predation to management: monitoring wolf distribution and understanding depredation patterns from attacks on livestock. Hystrix, Ital J Mammal 29(1):101–110. https://doi.org/10.4404/hystrix-00070-2018

Fernandez-Gil A, Naves J, Ordiz A, Quevedo M, Revilla E, Delibes M (2016) Conflict misleads large carnivore management and conservation: brown bears and wolves in Spain. PLoS ONE 11(3). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151541

Frank J, Eklund A (2017) Poor construction, not time, takes its toll on subsidised fences designed to deter large carnivores. PLoS ONE 12(4). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175211

FSW – Fachstelle Wolf (2021) Schadenstatistik. Karte der Nutztiere des Jahres 2021. https://www.wolf.sachsen.de/schadensstatistik-4169.html. Zugegriffen am 12.02.2022

FSW – Fachstelle Wolf (2022) Schadensstatistik. Monatliche Anzahl der Übergriffe durch Wolf von 2019–2022. https://www.wolf.sachsen.de/schadensstatistik-4169.html. Zugegriffen am 12.02.2022

Gable TD, Windels SK, Bruggink JG, Homkes AT (2016) Where and how wolves (*Canis lupus*) kill beavers (*Castor canadensis*). PLoS ONE 11(12):e0165537. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0165537

Gable TD, Windels SK, Bruggink JG (2017) Estimating biomass of berry consumed by gray wolves. Wildl Soc Bull 41(1):129–131. https://doi.org/10.1002/wsb.730

Gervasi V, Linnell JDC, Berce T, Boitani L, Cerne R, Cretois B., Ciucci P, Duchamp C, Gastineau A, Grente O, Hilfiker D, Huber D, Iliopoulos Y, Karamanlidis A, Marucco F, Mertzanis Y, Männil P, Norberg H, Pagon N, Pedrotti L, Quenette P-Y, Reljic S, Salvatori V, Talvi T, von Arx

M, Gimenez O (2020) Ecological and anthropogenic drivers of large carnivore depredation on sheep in Europe. bioRxiv 2020.04.14.041160. https://doi.org/10.1101/2020.04.14.041160

Gervasi V, Linnell JDC, Berce T, Boitani L, Cerne R, Cretois B, Ciucci P, Duchamp C, Gastineau A, Grente O, Hilfiker D, Huber D, Iliopoulos Y, Karamanlidis AA, Marucco F, Mertzanis Y, Männil P, Norberg H, Pagon N, Pedrotti L, Quenette P-Y, Reljic S, Salvatori V, Talvi T, von Arx M, Gimenez O (2021) Ecological correlates of large carnivore depredation on sheep in Europe. Gobal Ecol Conserv 30. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01798

Grente O, Duchamp C, Bauduin S, Opitz T, Chamaille-Jammes S, Drouet-Hoguet N, Gimenez O (2020) Tirs dérogatoires de loups en France : état des connaissances et des enjeux pour la gestion des attaques aux troupeaux. Faune sauvage 327(3):16–21

Grilo C, Lucas PM, Fernández-Gil A, Seara M, Costa G, Roque S, Rio-Maior H, Nakamura M, Álvares F, Petrucci-Fonseca F, Revilla E (2019) Refuge as major habitat driver for wolf presence in human-modified landscapes. Anim Conserv 22:59–71. https://doi.org/10.1111/acv.12435

Gula R (2008) Wolf depredation on domestic animals in the Polish Carpathian Mountains. J Wildl Manag 72(1):283–289. https://doi.org/10.2193/2006-368

Harper EK, Paul WJ, Mech LD, Weisberg S (2008) Effectiveness of lethal, directed wolf-depredation control in Minnesota. J Wildl Manag 72:778–784

Hartleb K-U, Hille M, Butzeck S, Eschholz N, Vogel C, Todt K, Kless R (2017) Evaluation der Präventionsmaßnahmen in den Belziger Landschaftswiesen, Brandenburg, zur Verhütung von Wolfsübergriffen auf Rinder. Natur und Landschaftspflege in Brandenburg 26(4):18–29

Herfindal I, Linnell JDC, Moa PF, Odden J, Austmo LB, Andersen R (2005) Does recreational hunting of lynx reduce depredation losses of domestic sheep? J Wildl Manag 69:1034–1042. https://doi.org/10.2193/0022-541X(2005)069[1034:DRHOLR]2.0.CO;2

Hobbs NT, Andrén H, Persson J, Aronsson M, Chapron G (2012) Native predators reduce harvest of reindeer by Sámi pastoralists. Ecol Appl 22(5):1640–1654. https://doi.org/10.1890/11-1309.1. PMID: 22908719

Iliopoulos Y, Sgardelis S, Koutis V, Savaris D (2009) Wolf depredation on livestock in central Greece. Acta Theriologica 54(1):11–22

Iliopoulos Y, Astaras C, Lazarou Y, Petridou M, Kazantzidis S, Waltert M (2019) Tools for co-existence: fladry corrals efficiently repel wild wolves (Canis lupus) from experimental baiting sites. Wildl Res 46:484–498. https://doi.org/10.1071/WR18146

Imbert C, Caniglia R, Fabbri E, Milanesi P, Randi E, Serafini M, Torretta E, Meriggi A (2016) Why do wolves eat livestock? Factors influencing wolf diet in northern Italy. Biol Conserv 195:156–168. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.003

Kaczensky P (1996) Large carnivore – livestock conflicts in Europe. – NINA Studie – Wildbiologische Gesellschaft München, S 106

Kamp J (2021) Management von Großkarnivoren am Beispiel des Herdenschutzes von Rindern. NuL 96(1):47–52. https://doi.org/10.17433/1.2021.50153877.47-52

Karlsson J, Johansson Ö (2010) Predictability of repeated carnivore attacks on livestock favours reactive use of mitigation measures. J Appl Ecol 47:166–171. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01747.x

Khorozyan I, Waltert M (2019) A framework of most effective practices in protecting human assets from predators. Hum Dimens Wildl 24(4):380–394. https://doi.org/10.1080/10871209.2019.1619883

Khorozyan I, Waltert M (2019b) How long do anti-predator interventions remain effective? Patterns, thresholds and uncertainty. R Soc Open Sci 6:190826. https://doi.org/10.1098/rsos.190826

Kirilyuk A, Ke R (2020) Wolf depredation on livestock in Daursky State Nature Biosphere Reserve. J Nat Conserv, Russia. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125916

Kluth G, Ansorge H, Gruschwitz M (2002) Wölfe in Sachsen. Naturschutzarbeit in Sachsen 44:41–46

Kojola I, Ronkainen S, Hakala A, Heikkinen S, Kokko S (2004) Interactions between wolves *Canis lupus* and dogs *C. familiaris* in Finland. Wildl Biol 10(1):101–105. https://doi.org/10.2981/wlb.2004.014

Krofel M, Černe R, Jerina K (2011) Učinkovitost odstrela volkov (Canis lupus) kot ukrepa za zmanjševanje škode na domačih živalih — Effectiveness of wolf (Canis lupus) culling to reduce livestock depredations. Zb gozdarstva Lesar 95:11–22

Lance NJ, Breck SW, Sime C, Callahan P, Shivik JA (2010) Biological, technical, and social aspects of applying electrified fladry for livestock protection from wolves (Canis lupus). Wildl. Res. 37:708–714. https://doi.org/10.1071/WR10022

Landkreis Bautzen (2017) Landrat: Wölfe müssen bejagt werden. Pressemitteilung Landratsamt Bautzen vom 23(10):2017

Lehnen L, Mueller T, Reinhardt I, Kaczensky P, Arbieu U (2021) Gesellschaftliche Einstellungen zur Rückkehr des Wolfs nach Deutschland. Natur und Landschaft 96(1):27–33. https://doi.org/10.17433/1.2021.50153871.27-33

Lennox RJ, Gallagher AJ, Ritchie EG, Cooke SJ (2018) Evaluating the efficacy of predator removal in a conflict-prone world. Biol Conserv 224:277–289. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.05.003

Linnell JDC (2011) Can we separate the sinners from the scapegoats? Anim Conserv 14:602–603. https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00510.x

Linnell JDC, Cretois B (2018) Research for AGRI Committee – The revival of wolves and other large predators and its impact on farmers and their livelihood in rural regions of Europe. European Parliament. Policy Department for Structural and Cohesion Policies, Brussels

Linnell JDC, Odden J, Smitz ME, Aanes R, Swenson JE (1999) Large carnivores that kill livestock: do ‚problem individuals‘ really exist? Wildl Soc Bull 27:698–705

Linnell JDC, Odden J, Mertens A (2012) Mitigation methods for conflicts associated with carnivore depredation on livestock. In: Boitani L, Powell RA (Hrsg) Carnivore ecology and conservation. Oxford University Press, Oxford, S 314–332

Louchouarn N, Meyer TK, Stoner KJ (2020) Quality standards for scientific evaluation. Carniv Damage Prev News 19:11–18

Mabille G, Stien A, Tveraa T, Mysterud A, Brøseth H, Linnell JDC (2015) Sheep farming and large carnivores: what are the factors influencing claimed losses? Ecosphere 6(5):82. https://doi.org/10.1890/ES14-00444.1

Mayer M, Olsen K, Schulz B, Matzen J, Nowak C, Thomsen PF, Møller Hansen M, Vedel-Smith C, Sunde P (2022) Occurrence and livestock depredation patterns by wolves in highly cultivated landscapes. Front Ecol.Evol (10). https://doi.org/10.3389/fevo.2022.783027

McManus JS, Dickman AJ, Gaynor D, Smuts BH, MacDonald DW (2014) Dead or alive? Comparing costs and benefits of lethal and non-lethal human–wildlife conflict mitigation on livestock farms. Oryx 49(4):678–695

Miller JRB, Stoner KJ, Cejtin MR, Meyer TK, Middleton AD, Schmitz OJ (2016) Effectiveness of contemporary techniques for reducing livestock depredations by large carnivores. Wildlife Soc B 40(4):806–815. https://doi.org/10.1002/wsb.720

Moreira-Arce D, Ugarte CS, Zorondo-Rodríguez F, Simonetti JA (2018) Management tools to reduce carnivore-livestock conflicts: current gap and future challenges. Rangel Ecol Manag 71:389–394. https://doi.org/10.1016/j.rama.2018.02.005

Muhly T, Gates CC, Callaghan C, Musiani M (2010) Livestock husbandry practices reduce wolf depredation risk in Alberta, Canada. In: Musiani M, Boitani L, Paquet PC (Hrsg) The world of wolves: new perspectives on ecology, behaviour and management. University of Calgary Press, Calgary, S 261–286

Musiani M, Mamo C, Boitani L, Callaghan C, Gates CC, Mattei L, Visalberghi E, Breck S, Volpi G (2003) Wolf depredation trends and the use of fladry barriers to protect livestock n Western North America. Conserv Biol 17(6):1538–1547

Musiani M, Muhly T, Gates CC, Callaghan C, Smith ME, Tosoni E (2005) Seasonality and reoccurrence of depredation and wolf control in western North America. Wildlife Soc B 33(3):876–887

NLWKN (2021) Nutztierschäden. Übersicht über die gemeldeten Schadensfälle von toten/eingeschläferten, verletzten und verschollenen Nutztieren in Niedersachsen, bei denen der Wolf als möglicher Verursacher gemäß „Richtlinie Wolf“ vom Wolfsbüro geprüft wurde. https://www.nlwkn.niedersachsen.de/wolfsburo/nutztierschaden_karten_und_tabellen/nutztierschaeden-174005.html. Zugegriffen am 06.06.2021

NWolfVO (2020) Niedersächsische Wolfsverordnung. Niedersächsisches Gesetz und Verordnungsblatt 74(41):401–405

Oliveira T, Treves A, Lopez-Bao JV, Krofel M (2021) The contribution of the LIFE program to mitigating damages caused by large carnivores in Europe. Global Ecol Conserv 31. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01815

Pimenta V, Barroso I, Boitani L, Beja P (2017) Wolf predation on cattle in Portugal: assessing the effects of husbandry systems. Biol Conserv 207:17–26. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.01.008

Pimenta V, Barroso I, Boitani L, Beja P (2018) Risks a la carte: modelling the occurrence and intensity of wolf predation on multiple livestock species. Biol Conserv 228:331–342. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.11.008

Plisson A-L (2011) Étude de la vulnérabilité des troupeaux ovins à la prédation du loup dans le Parc naturel régional du Queyras. Mémoire diplôme EPHE

Reinhardt I, Kluth G (2015) Untersuchungen zum Raum-Zeitverhalten und zur Abwanderung von Wölfen in Sachsen – Projekt „Wanderwolf". https://www.wolf.sachsen.de/download/Endbericht_Projekt_Wanderwolf_2012_2014.pdf

Reinhardt I, Rauer G, Kluth G, Kaczensky P, Knauer F, Wotschikowsky U (2012) Livestock protection methods applicable for Germany–a Country newly recolonized by wolves. Hystrix Ital J Mammal 23:62–72. https://doi.org/10.4404/hystrix-23.1-4555

Reinhardt I, Kluth G, Myslajek R, Nowak S (2013) A review of wolf management in Poland and Germany with recommendations for future transboundary collaboration. BfN-Skripten 356:115S

Reinhardt I, Kluth G, Nowak C, Szentiks CA, Krone O, Ansorge H, Mueller T (2019) Military training areas facilitate the recolonization of wolves in Germany. Conserv Lett 12(3):e12635. https://doi.org/10.1111/conl.12635

Ricci S, Salvatori V, Ciucci P (2018) Assessment of the efficacy of damage prevention structures and livestock guarding dogs in Province of Grosseto. LIFE MEDWOLF technical report for action D2. Istituto di Ecologia Applicata, Rome

Rigg R (2022) Inspecting and testing damage prevention measures. Standards Operating Procedures (SOPs) for improved management of large carnivores in Europe. https://www.eurolargecarnivores.eu/de/sops. Zugegriffen am 06.03.2022

SächsWolfMVO (2019) Sächsische Wolfsmanagementverordnung vom 15. Mai 2019. SächsGVBl. S. 332

Salvatori V, Mertens A (2012) Damage prevention methods in Europe: experiences from LIFE nature projects. Hystrix 23(1):73–79. https://doi.org/10.4404/hystrix-23.1-4548

Santiago-Avila FJ, Cornman AM, Treves A (2018) Killing wolves to prevent predation on livestock may protect one farm but harm neighbors. PLoS ONE 13(1):e0189729. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189729

SH – Landesportal Schleswig-Holstein (2021) Wolf: Tabellen zu Tierrissen und Sichtungen in Schleswig-Holstein. https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/A/artenschutz/Wolf_Tabelle.html. Zugegriffen am 21.10.2021.

SMUL (2018) Wolfsmanagement in Deutschland. Gemeinsame Thesen der Ministerinnen und Minister der unionsgeführten Agrar- und Umweltministerien der Länder. Thesenpapier zur Medieninformation 30/2018. https://www.medienservice.sachsen.de/medien/news/216123. Zugegriffen am 15.02.2018

Stahl P, Vandel JM, Herrenschmidt V, Migot P (2001) The effect of removing lynx in reducing attacks on sheep in the French Jura Mountains. Biol Conserv 101:15–22

Stahl P, Vandel JM, Ruette S, Coat L, Coat Y, Balestra L (2002) Factors affecting lynx predation on sheep in the French Jura. J Appl Ecol 39:204–216

Statistisches Bundesamt (Destatis) (2021) Die Datenbank des Statistischen Bundesamtes. https://www-genesis.destatis.de/genesis/online. Zugegriffen am 21.10.2021

Stone SA, Breck SW, Timberlake J, Haswell PM, Najera F, Bean BS, Thornbill DJ (2017) Adaptive use of nonlethal strategies for minimizing wolf-sheep conflict in Idaho. J Mammal 98(1):33–44. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw188

Swan GJF, Redpath SM, Bearhop S, McDonald RM (2017) Ecology of problem individuals and the efficacy of selective wildlife management. Trends Ecol Evol 32(7):518–530. https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.011

Treves A (2019) Standards of evidence in wild animal research. Report for the Brooks Institute for Animal Rights Policy & Law. http://faculty.nelson.wisc.edu/treves/CCC.php. Zugegriffen am 16.06.2021

Treves A, Naughton-Treves L (2005) Evaluating lethal control in the management of human-wildlife conflict. In: Woodroffe R, Thirgood S, Rabinowitz A (Hrsg) People and wildlife, conflict or coexistence? Cambridge University Press, Cambridge, S 86–106

Treves A, Naughton-Treves L, Shelly V (2013) Longitudinal analysis of attitudes toward wolves. Conserv Biol 27(2):315–323. https://doi.org/10.1111/cobi.12009

Treves A, Krofel M, McManus J (2016) Predator control should not be a shot in the dark. Front Ecol Environ 14(7):380–388. https://doi.org/10.1002/fee.1312

Treves A, Krofel M, Ohrens O, van Eeden LM (2019) Predator control needs a standard of unbiased randomized experiments with cross-over design. Front Ecol Environ 7:462. https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00462

Trouwborst A (2018) Wolves not welcome? Zoning for large carnivore conservation and management under the Bern Convention and EU Habitats Directive. RECIEL 2018:1–14. https://doi.org/10.1111/reel.12249

Vogt K, Derron-Hilfiker D, Kunz F, Zumbach L, Reinhart S, Manz R, Mettler D (2022) Wirksamkeit von Herdenschutzmassnahmen und Wolfsabschüssen unter Berücksichtigung räumlicher und biologischer Faktoren. Bericht in Zusammenarbeit mit AGRIDEA. KORA Bericht Nr. 105. KORA, Muri bei Bern, Schweiz, S 43

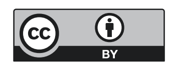
Vucetich JA, Bruskotter JT, Nelson MP, Peterson RO, Bump JK (2017) Evaluating the principles of wildlife conservation: a case study of wolf (Canis lupus) hunting in Michigan, United States. J Mammal 98:53–64. https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw151

Wagner C, Holzapfel M, Kluth G, Reinhardt I, Ansorge H (2012) Wolf (*Canis lupus*) feeding habits during the first eight years of ist occurrence in Germany. Mammal Biol 77:196–203. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2011.12.004

Wauer A (2014) Nahrungsökologische Untersuchungen in sächsischen Wolfsrudeln (*Canis lupus lupus*, Linnaeus 1758) mit unterschiedlichen Zeiten ihrer Etablierung. Diplomarbeit. Hochschule Zittau/Görlitz

WELT (2018) Klöckner will Abschuss von Wölfen deutlich erleichtern. Veröffentlicht am 29.12.2018. https://www.welt.de/politik/deutschland/article186279414/Julia-Kloeckner-Agrarministerin-will-Abschuss-von-Woelfen-erleichtern.html

Widman M, Elofsson K (2018) Costs of livestock depredation by large carnivores in Sweden 2001 – 2013. Ecol Econ 142:188–198. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.07.008





Das Management des Fuchses sollte auf wissenschaftlichen Grundlagen anstatt auf Annahmen basieren

10

Claudia Kistler, Sandra Gloor, Daniel Hegglin und Fabio Bontadina

Inhaltsverzeichnis

10.1 Einleitung

Der Rotfuchs *Vulpes vulpes* ist einer der am weitesten verbreiteten Mesoprädatoren. Sein Verbreitungsgebiet erstreckt sich über einen Grossteil von Europa, Asien und Nordamerika, wo er von der Wüste bis ins Gebirge in den unterschiedlichsten Lebensräumen vorkommt (Lloyd 1980). In Europa haben seine Bestände im 20. Jahrhundert zugenommen, was darauf zurückzuführen ist, dass 1) in den 1980er-Jahren die Tollwut erfolgreich bekämpft (Wandeler 1988; Chautan et al. 2000) und teilweise ganz eliminiert werden konnte und 2) sich die Lebensbedingungen der Füchse verbessert haben, weil ihnen die moderne Kulturlandschaft in Form von liegen gebliebenen

C. Kistler (✉) · S. Gloor
SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz
E-Mail: claudia.kistler@swild.ch; sandra.gloor@swild.ch

D. Hegglin
SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz

Institut für Parasitologie, Universität Zürich, Zürich, Schweiz
E-Mail: daniel.hegglin@swild.ch

F. Bontadina
SWILD – Stadtökologie, Wildtierforschung, Kommunikation, Zürich, Schweiz

Biodiversität und Naturschutzbiologie, Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, Schweiz
E-Mail: fabio.bontadina@swild.ch

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_10

Feldfrüchten und organischen Abfällen mehr Nahrung bot. Als anpassungsfähige Generalisten konnten sie ihren Lebensraum zudem auf menschliche Siedlungsgebiete ausdehnen (Harris 1977; Breitenmoser-Würsten et al. 2001; Gloor et al. 2001).

Füchse werden in Europa intensiv bejagt. In Jagdkreisen werden verschiedene Gründe geltend gemacht, warum hohe Fuchsbestände als problematisch erachtet werden: der Prädationsdruck auf jagdbare und bedrohte Arten sowie Nutztiere, die Zoonosen Tollwut und Echinokokkose sowie auf Haustiere übertragbare Krankheiten wie Staupe oder Räude und Konflikte zwischen Mensch und Fuchs im Siedlungsraum. Letztere sind besonders ausgeprägt, wenn Füchse von den Menschen gefüttert und dadurch zutraulich werden (Bontadina et al. 2001b).

Allerdings gibt es zunehmend Hinweise, dass die vorherrschende Art der Bejagung von Mesoprädatoren wie Rotfüchsen, Schakalen oder Kojoten die Bestände nicht im gewünschten Umfang und somit die verursachten Schäden nicht nachhaltig reduziert werden können. Denn das Dispersionsverhalten, das flexible Sozialverhalten und die dichteabhängige Reproduktion gleichen die Verluste durch die Jagd wieder aus (Funk 1994; Heydon et al. 2000; Baker et al. 2002; Rushton et al. 2006; Minnie et al. 2016; Kämmerle et al. 2019b). Zudem hat ein Teil der jagdlichen Mortalität einen kompensatorischen Charakter: Aufgrund der hohen natürlichen Mortalität würden viele Füchse ohnehin sterben, bevor sie reproduzieren (Harris und Smith 1987). Der genaue Zusammenhang von Jagd und natürlicher Mortalität wäre zu untersuchen.

Aus wissenschaftlicher Sicht wird daher die Fuchsjagd sowohl aus praktischen und ökologischen, aber auch aus ethischen Gründen zunehmend kritisch gesehen und gefordert, dass die Jagd als letale Methode zur Kontrolle von Prädatoren auf eine solide Evidenzbasis gestellt wird (Doherty und Ritchie 2017; Bengsen et al. 2020; Jiguet 2020).

Das Ziel dieses Artikels ist, anhand exemplarischer Daten aus der Schweiz und einer Diskussion der aktuellen Fachliteratur aufzuzeigen, warum die derzeitig praktizierte Fuchsjagd die Anforderungen an ein wirksames Wildtiermanagement nicht erfüllt und welche Grundlagen für ein evidenzbasiertes Fuchsmanagement unter Einbezug nicht-letaler Massnahmen notwendig sind.

10.1.1 Ausgangslage

10.1.1.1 Demografie des Fuchses

Populationsdynamik, Sozialverhalten und Umweltbedingungen sind wichtige Faktoren, die Wildtierbestände beeinflussen (Cavallini und Lovari 1991; Funk und Gürtler 1991; Dorning und Harris 2019c). Im Vergleich zu anderen Karnivoren sind Füchse mit einem Durchschnittsalter von 2 bis 4 Jahren (Macdonald 1988) kurzlebig, werden früh geschlechtsreif und haben wie andere Hundeartige mit durchschnittlich drei bis fünf Jungtieren relativ grosse Würfe (Lloyd et al. 1976; Doherty und Ritchie 2017). Obwohl es zum Rotfuchs weltweit zahlreiche Studien gibt, ist doch erstaunlich wenig über seine Populationsdynamik und seine sozialen Beziehungen bekannt (Ansorge 1990; Funk und Gürtler 1991; Funk 1994; Devenish-Nelson et al. 2013; Dorning und Harris 2019c). Denn es gibt nur wenige verlässliche und vergleichbare Daten zur Lebensgeschichte (life history) von Füchsen, wel-

che die Unterschiede zwischen den Populationen im Verbreitungsgebiet des Fuchses erklären könnten (Devenish-Nelson et al. 2013).

Die Produktivität einer Fuchspopulation ist abhängig von den vorherrschenden Umweltbedingungen, da diese die körperliche Verfassung der Tiere und damit die Überlebenswahrscheinlichkeit sowie die Fruchtbarkeit der Füchse beeinflussen. Gute Bedingungen führen zu gesteigerten Überlebensraten und hoher Fruchtbarkeit, was zu einem stärkeren und schnelleren Populationswachstum führt (Funk 1994; Devenish-Nelson et al. 2013).

Bekannt ist, dass Füchse ein sehr flexibles Sozialsystem haben, das abhängig von der Populationsdichte ist (Funk 1994). Bei tiefen Fuchsdichten leben Füchse zumeist paarweise (Macdonald und Bacon 1982). Bei hohen Dichten können sie Gruppen bilden, die aus bis zu zehn adulten Tieren bestehen, wobei das Geschlechterverhältnis ausgeglichen ist (Iossa et al. 2009; Dorning und Harris 2019c). Die Gruppe besteht aus dem dominanten Paar sowie einer variablen Anzahl nachrangiger Tiere (Iossa et al. 2009; Dorning und Harris 2019c). Besonders hohe Dichten finden sich oft in urbanen Gebieten (Scott et al. 2014). Unter diesen Bedingungen kann der Anteil reproduzierender Fähen auf 40 bis 50 % sinken (Harris 1979; Voigt und Macdonald 1984), was auf populationsinterne Regulationsmechanismen hindeutet (Funk 1994; Börner 2014).

Dorning und Harris (2019b) weisen darauf hin, dass es schwierig ist, jeweils die genaue Gruppengrösse festzustellen. Denn es gibt einen hohen Anteil an Tieren, die zwischen den Gruppen wechseln und in angrenzenden Territorien nach Futter suchen. Dabei handelt es sich meist um nachrangige Individuen. Zudem ist die Gruppendynamik gross, da Füchse sowohl kurz- als auch langfristige Beziehungen eingehen können (Dorning und Harris 2019c). Gerade für ein angewandtes Populationsmanagement ist es jedoch entscheidend, die sozialen Netzwerke bei Füchsen zu verstehen (Dorning und Harris 2019a) und Populationsdichten abschätzen zu können.

Wie Studien gezeigt haben, kann eine kurzfristige Reduktion des aktuellen, lokalen Fuchsbestandes durch massive Massnahmen wie Giftköder zum einen dazu führen, dass die Ovulationsrate bei Fähen und die Überlebensrate von Jungtieren und erwachsenen Tieren steigen (Funk und Gürtler 1991; Funk 1994; Marlow et al. 2016). Zum anderen kann die Rate der Unfruchtbarkeit sowie das Durchschnittsalter, in dem Füchse zum ersten Mal erfolgreich Junge haben, sinken (Marlow et al. 2016). Dadurch und durch einwandernde Tiere bleiben die Populationsdichten trotz hohen Jagddrucks stabil (Zimen 1984; Devenish-Nelson et al. 2013).

10.1.1.2 Populationsentwicklung des Fuchses am Beispiel der Schweiz

Wie in Europa fluktuierten die Fuchsbestände auch in der Schweiz bis Mitte des 20. Jahrhunderts, wobei die langfristigen Bestandszahlen grundsätzlich anstiegen (Chautan et al. 2000). In der Folge der schweren Tollwut-Epidemie, die auf dem europäischen Kontinent in den 1970er- und 1980er-Jahren unter den Fuchspopulationen grassierte, sanken die Fuchsdichten drastisch (Gilbert und Chipman 2020). Die Epidemie erreichte die Schweiz 1967 (Steck und Wandeler 1980) und die Fuchsdichten erreichten 1984 ihren Tiefpunkt (Breitenmoser et al. 2000; Müller et al. 2000). Aufgrund der umfangreichen oralen Impfkampagnen gegen Tollwut,

die ab 1978 in der Schweiz erfolgreich durchgeführt wurden (Wandeler 1988), erholte sich die Fuchspopulation ab 1985 wieder (Kappeler 1991; Breitenmoser et al. 2000). Der letzte endemische Tollwutfall wurde 1996 registriert, und nach dem Einsatz von nahezu 2,8 Millionen Ködern zur oralen Immunisierung der Füchse gegen Tollwut gilt die Schweiz nach den Kriterien der WHO (1990; www.oie.int. 2016) seit 1999 als tollwutfrei (Breitenmoser et al. 2000; Zanoni et al. 2000).

Die deutliche Zunahme der Fuchsbestände nach der Tollwutepizootie widerspiegelte sich in steigenden Abschuss- und Fallwildzahlen (Breitenmoser-Würsten et al. 2001). Allerdings muss man solche Statistiken mit Vorsicht interpretieren, da sie von verschiedenen Faktoren beeinflusst werden (Gloor et al. 2001). Wollte man ein realistisches Bild der Bestände erhalten, müsste man die Bestände systematisch erfassen, was jedoch bisher nicht erfolgte. Gemäss der Schweizer Jagdstatistik nahmen ab 1985 die Abschuss- und Fallwildzahlen zu, bis die Abschüsse im Jahr 1998 ihren Höhepunkt erreichten (Breitenmoser et al. 2000; jagdstatistik.ch). Ab 1998 sanken die Abschüsse bis 2020 stetig. Wir gehen davon aus, dass dieser Rückgang eher durch einen geringeren Jagddruck als durch einen tatsächlichen Rückgang der Populationen zu erklären ist. Dafür sprechen die durchgängig steigenden Fallwildzahlen, welche allerdings auch mit einem kontinuierlich zunehmenden Verkehrsaufkommen korrelieren.

Die langfristige Zunahme der Fuchspopulationen seit 1930 dürfte auf Veränderungen im Lebensraum beruhen (Breitenmoser-Würsten et al. 2001). Zum einen stand den Füchsen in der modernen Kulturlandschaft mehr Nahrung zur Verfügung (Breitenmoser-Würsten et al. 2001; Jahren et al. 2020) und zum anderen drangen ab den 1980er-Jahren die Füchse vermehrt in Siedlungsgebiete vor, wo sie gute Lebensbedingungen vorfanden und ihnen ihr hohes Anpassungsvermögen eine dauerhafte Besiedlung dieses Lebensraumes ermöglichte (Harris 1977; Macdonald 1988; Gloor et al. 2001).

10.1.2 Aktuelles Fuchsmanagement in der Schweiz

Ähnlich wie in anderen europäischen Ländern (Kämmerle et al. 2019b) beschränkt sich das Fuchsmanagement in der Schweiz vor allem auf die Jagd auf Füchse, mit dem Ziel, die hohen Fuchsbestände zu reduzieren und auf tiefem Niveau zu regulieren, ohne dass dafür konkrete und messbare Zielvorgaben formuliert würden (Robin et al. 2017; Baumann et al. 2019). Die verbreitete Annahme ist, dass die Jäger und Jägerinnen die Bestände von Raubtieren in ihrer Dichte aktiv beeinflussen und reduzieren können, diese jedoch bei geringerem Jagddruck stark ansteigen würden (Deutscher-Jagdverband 2019). Begründet werden die Abschüsse damit, dass Füchse auch jagdbare oder geschützte Arten wie Bodenbrüter, Feldhasen oder Rehkitze erbeuten und somit Konkurrenten oder eine Gefährdung sind (Deutscher-Jagdverband 2019). Weiter soll der Fuchs eine Gefahr für Nutztiere wie Geflügel oder Lämmer und Zicklein darstellen, wobei es für Letztere kaum überprüfbare Grundlagen gibt (Breitenmoser-Würsten et al. 2001). Aus gesundheitlichen Gründen soll er vorbeugend bejagt werden, weil er Überträger von Zoonosen wie Tollwut und Echinokokkose ist (Deplazes et al. 2004) oder auf Haustiere übertragbare Krankheiten wie Räude (Baker et al. 2004; Soulsbury et al. 2007; Soulsbury und

White 2015) und Staupe verbreitet (Ryser-Degiorgis und Capt 2003). Diese Gefahr steigt insbesondere in Siedlungsräumen, weil Füchse hier in hohen Dichten vorkommen (Baker und Harris 2000; Hegglin et al. 2015; Gras et al. 2018). Dazu kommt es in diesen Gebieten vermehrt zu Mensch-Wildtier-Konflikten, weil Füchse beispielsweise Schäden in Gärten anrichten oder Jungfüchse Unordnung und Störungen verursachen (Bontadina et al. 2001a; König 2007).

Die Jagd auf Füchse basiert jedoch meist nicht auf wissenschaftlichen Grundlagen (Jiguet 2020). Dazu bräuchte es verlässliche und vergleichbare Daten zu Fuchsbeständen auf lokaler und regionaler Ebene, die Formulierung von klar definierten und messbaren Zielen, z. B. bezüglich der Abschuss- und Bestandeszahlen, einen verbindlichen, tierschutzkonformen Massnahmenkatalog sowie ein regelmässiges und repräsentatives Monitoring dieser Massnahmen (Robin et al. 2017). In der Schweiz und in den meisten anderen europäischen Ländern werden jedoch weder konkrete Ziele formuliert noch die Erreichung der Ziele durch die Jagd überprüft. Zudem wird kein Bestandesmonitoring zum Rotfuchs durchgeführt, weshalb keine genauen Zahlen zur Populationsgrösse und deren Entwicklung existieren. In der Schweiz ist die Jagd- und Fallwildstatistik die einzige Datengrundlage zu Bestandesabschätzungen von Rotfüchsen. Schätzungen zufolge liegt die Dichte in ländlichen Gebieten im Mittelland bei drei bis vier Füchsen und im Siedlungsraum bei über zehn Füchsen pro km^2 (Gloor 2002).

Erfahrungen aus der Zeit der Tollwutbekämpfung sowie die Zahlen aus der Jagdstatistik legen daher die Vermutung nahe, dass die Jagd hohe Fuchsbestände kaum beeinflusst. Zur Eliminierung der Tollwut in der Schweiz war die Jagd nicht effektiv (Wandeler 1988). Erst mit der Impfkampagne konnte die Epidemie kontrolliert werden (Zanoni et al. 2000). Auch in Europa war die Tollwutbekämpfung nicht erfolgreich (Anderson et al. 1981; Freuling et al. 2013), solange zur Populationsreduktion nur letale Methoden wie Jagd, Vergiftung oder Vergasung eingesetzt wurden. Die bekämpften Arten wurden mobiler und damit Kontakt- und Infektionsraten zwischen Individuen häufiger. Zudem weisen Mesocarnivoren eine hohe demographische Resilienz auf (s. o., Wandeler 1988; Gilbert und Chipman 2020).

Seit 1999 wurden in der Schweiz durchschnittlich über 33.000 Füchse pro Jahr geschossen, wobei die Abschüsse bis 2019 stetig sanken (s. Abb. 10.1). Dies entspricht einem geringen Jagddruck von < 1 Fuchs pro km^2. Ist der Jagddruck jedoch zu gering und erfolgt die Jagd auf begrenzten Flächen, ist keine Regulierung möglich, da eine im Vergleich zur Abschussrate höhere Reproduktionsrate und zusätzlich einwandernde Füchse die Verluste kompensieren (Zimen 1984; Funk 1994; Kämmerle et al. 2019a). Allerdings geben Comte et al. (2017) an, dass auch selbst bei hohem Jagddruck keine Reduktion der Fuchspopulation resultierte, hingegen die Prävalenz des Fuchsbandwurms *Echinococcus multilocularis* von 44 auf 50 % anstieg, während in dem Kontrollgebiet mit weniger Jagddruck die Prävalenz unverändert blieb. In der Studie trugen die Jungfüchse eine höhere Wurmbürde als die Adulten. Es sind aber jeweils gerade die Juvenilen, die durch Abwanderung die Lücken, die durch die Jagd entstehen, kompensieren und daher wesentlich zur Verbreitung von *E. multilocularis* beitragen können. Das deutet auf eine hohe Mobilität der Füchse hin (Comte et al. 2017). Die aktuell praktizierte Jagd erfolgt üblicher-

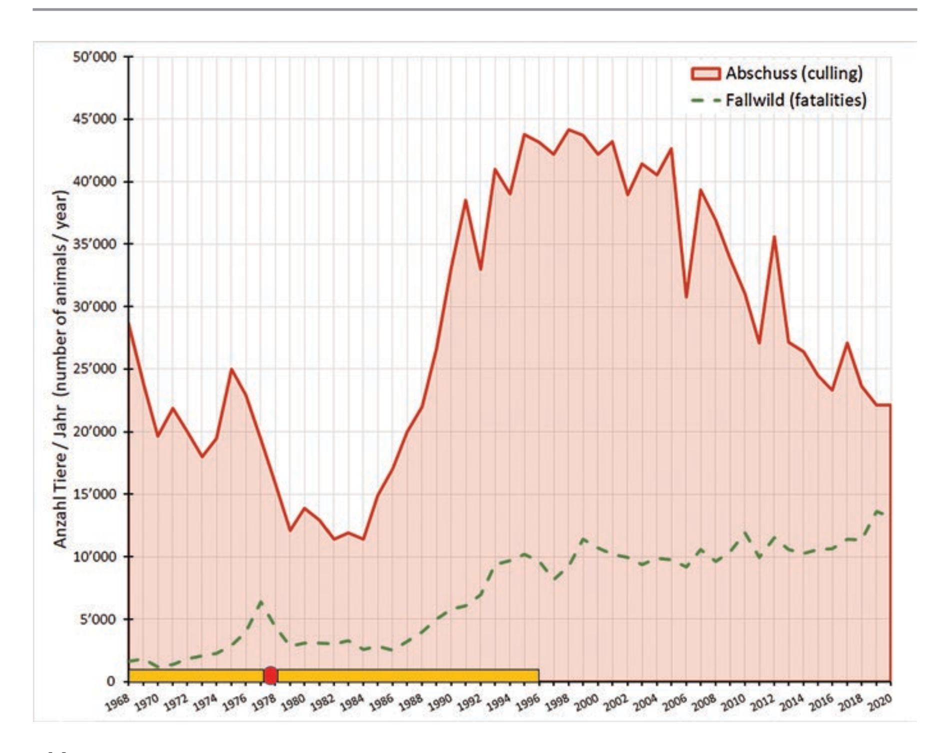


Abb. 10.1 Indikatoren zur Populationsentwicklung des Rotfuchses *Vulpes vulpes* in der Schweiz, basierend auf der Jagdstatistik von 1968 bis 2020 (Bestandszahlen wurden bisher nicht systematisch erhoben). Im Jahr 1967 erfasste die Tollwut die Fuchsbestände und prägte stark die Populationsdynamik der Fuchspopulationen. 1978 setzte die orale Impfkampagne gegen Tollwut ein, was nach einigen Jahren zu einer Erholung der zuvor drastisch eingebrochenen Fuchsbestände führte (gelber Balken: Dauer der Tollwutepidemie von 1967 bis 1996; roter Punkt: Start der oralen Impfkampagne). (Quelle: jagdstatistik.ch)

Fig. 10.1 Population development indicators of the red fox *Vulpes vulpes* in Switzerland 1968 to 2020 (stock data have never been collected systematically so far). In 1978, the oral vaccination campaign against rabies began which resulted in a recovery of the previously drastically collapsed fox population (yellow bar: duration of the rabies epidemic from 1967 to 1996; red dot: start of the oral vaccination campaign). (Source: Swiss Federal hunting statistics, jagdstatistik.ch)

weise nicht über grössere Regionen hinweg koordiniert (Kämmerle et al. 2019b). Oftmals ist der Jagddruck auf Füchse sehr unterschiedlich und primär durch die verfügbaren zeitlichen Ressourcen und eine unterschiedlich gehandhabte Praxis in verschiedenen Jagdrevieren bestimmt. Solange die Anzahl einwandernder Füchse nicht tief ist oder kontrolliert werden kann, ist insbesondere in heterogenen Landschaften davon auszugehen, dass über grosse Flächen keine Regulierung der Fuchspopulationen erfolgt (Zimen 1984; Funk 1994; Rushton et al. 2006). Jährlich werden also unter grossem jagdlichen Aufwand Tausende von Füchsen geschossen, ohne dass die Populationen bzw. die Auswirkungen der Prädation in relevanter und effektiver Weise reduziert werden.

10.1.3 Jagdliche Eingriffe im Siedlungsraum

In England ist seit den 1930er-Jahren bekannt, dass Füchse in Städten und urbanen Gebieten leben (Teagle 1967; Beames 1972). Seit Mitte der 80er-Jahre wurden auch auf dem europäischen Festland, in Kanada und Japan solche Stadtfüchse beobachtet (Adkins und Stott 1998). Auch in der Schweiz etablierten sich Fuchspopulationen in Städten und Agglomerationen (Gloor et al. 2001). In diesem vom Menschen dominierten Lebensraum konnte der sehr anpassungsfähige Fuchs erfolgreich eine ökologische Nische besetzen und hat als Nahrungsopportunist gelernt, die diversen humanen Nahrungsquellen zu nutzen (Harris 1981b; Contesse et al. 2004). Die Fuchsdichten sind in den Siedlungsgebieten teilweise höher als in ländlichen Gebieten (Harris 1981a; Gloor 2002). In englischen und Schweizer Städten wurden ab den 1970er-Jahren bzw. 1990er-Jahren Dichten von zehn und mehr adulten Füchsen pro km^2 festgestellt (Harris 1981a; Gloor 2002).

Im urbanen Raum verhalten sich die Tiere oft anders als ihre Artgenossen im ländlichen Raum, denn die urbanen Umweltbedingungen führen zu adaptiven Anpassungen im Verhalten (Hegglin et al. 2015). Urbane Säugetiere haben kleinere Streifgebiete, verlegen ihre Aktivität vor allem in die zweite Nachthälfte und nutzen andere Nahrungsressourcen. Häufig sind sie weniger scheu und vorsichtig, zeigen eine geringere Fluchtdistanz und sind erkundungsfreudiger (Ritzel und Gallo 2020). Obwohl auch urbane Füchse vorwiegend nachtaktiv sind, nutzen sie dennoch während des Tages Verstecke in der unmittelbaren Nähe menschlicher Aktivität (Doncaster und Macdonald 1997; Gloor 2002). Allerdings gibt es individuelle Unterschiede im Verhalten der Füchse. Eine Untersuchung in Bristol, England, hat gezeigt, dass die Persönlichkeit und der soziale Status der Individuen einen Einfluss auf das Verhalten haben. In den untersuchten Familiengruppen waren dominante Tiere deutlich neophober und wachsamer als die rangniederen Individuen (Padovani et al. 2020). Zudem waren die Füchse in Gegenwart von Artgenossen mutiger. Die Autoren weisen darauf hin, dass diese individuellen Unterschiede in Bezug auf Abschüsse wichtig sind, da Eingriffe die sozialen Gruppen von Füchsen destabilisieren können. Als Folge davon wandern vermehrt dispersierende Füchse ein (Harris und Smith 1987; Dorning und Harris 2019b). Da diese Tiere häufig rangniedrig und juvenil und somit erkundungs- und risikofreudiger sind, kann dies zu mehr Interaktionen zwischen Menschen und Füchsen führen (Zimen 1984; Funk 1994; Padovani et al. 2020).

Angesichts der hohen Fuchsdichten in Städten und der Resilienz der Fuchspopulationen stellt sich also die Frage, wie ein angepasstes Management der Bestände der Siedlungsfüchse aussehen muss, auch im Zusammenhang mit Zoonosen wie Fuchsbandwurm oder Tollwut (Hegglin et al. 2015), wobei diese übertragbaren Krankheiten in vielen Gebieten Europas heute kaum eine grössere, gesundheitsgefährdende Rolle spielen. Abschüsse allein eignen sich aus verschiedenen Gründen nicht zur Bekämpfung von Zoonosen. Denn zum einen verringert der Abschuss von Füchsen nicht automatisch die Risiken der Übertragung und Ausbreitung übertragbarer Krankheiten (Comte et al. 2017). Zum anderen haben jagdliche Reduktionsmassnahmen die städtischen Fuchsbestände nicht reduzieren können (Harris 1985;

Zürich, unpub. eigene Daten). Und schliesslich hat sich die Einstellung der Menschen gegenüber der Jagd von Wildtieren in Städten verändert und Abschüsse werden immer weniger toleriert (Bontadina et al. 2001a; Bolliger et al. 2012).

Daher sollten sich jagdliche Eingriffe in urbane Fuchsbestände darauf beschränken, kranke und verletzte Tiere oder Individuen zu schiessen, die durch spezielle Verhaltensweisen wie fehlende Scheuheit bei gefütterten Füchsen zu besonders problematischen Situationen führen, wie dies heute beispielsweise in Berlin (Börner 2014) und Zürich (unpub. Daten) praktiziert wird. Damit können temporär lokale Probleme mit Füchsen gelöst werden, wenn die betroffenen Personen zusätzlich gezielt und fundiert informiert werden (Bontadina et al. 2001b).

10.1.4 Baujagd

Füchse nutzen Baue hauptsächlich während der Jungenaufzucht (Weber 1985). In dieser Zeit bilden die Verfügbarkeit und Lage dieser Baue einen limitierenden Faktor für die Population (Meia und Weber 1993; Funk 1994; Furrer 1999). Daher wäre es denkbar, mit jagdlichen Eingriffen an den Fuchsbauen während der Jungenaufzucht eine Fuchspopulation lokal zu regulieren. Aufgrund der bekannten Kompensationsmechanismen (z. B. Einwanderung aus umgebenden Gebieten, Anpassung des Sozialsystems, Erhöhung der Geburtenrate) müsste diese Massnahme jedoch grossräumig und kontinuierlich erfolgen, um eine mittel- bis langfristige Reduktion der Fuchsbestände erreichen zu können (Rushton et al. 2006).

Allerdings verursacht insbesondere die traditionelle Jagd am Fuchsbau mit speziell abgerichteten Jagdhunden erhebliche ethische und tierschutzrelevante Probleme. Daher wird diese Form der Baujagd als nicht mehr zeitgemäss eingestuft und zunehmend aufgegeben und sogar verboten (Bolliger et al. 2012)[1].

Selbst mit derart drastischen Eingriffen wie der Jagd am Jungenbau ist nicht garantiert, dass der Fuchsbestand auf ein tiefes Niveau reduziert werden kann. Das legen die Erfahrungen aus der Tollwutepidemie nahe. Obwohl man damals jahrelang Vergasungsaktionen an Jungenbauen durchführte, war es nicht gelungen, die Fuchsbestände nachhaltig zu reduzieren und die Tollwut zu eliminieren (Wandeler 1988). Heute gilt in der Schweiz während der Jungenaufzucht eine Schonzeit für alle Füchse. Auch Eingriffe und Veränderungen an Jungenbauen sind während der Schonzeit verboten.

10.1.5 Verletzungsgefahr durch den Einsatz von Schrot

Schrotgewehre werden für den Streuschuss mit Schrot auf Distanzen unter 35 Metern und oft auf bewegte Ziele eingesetzt. Der Vorteil von Schrot ist, dass man das Ziel nicht exakt mit einem Geschoss treffen muss, um das Tier zu töten, denn die

[1] Abschaffung der Baujagd im Kanton Bern. Beschluss vom 06.09.2021. https://www.gr.be.ch/gr/de/index/geschaefte/geschaefte/suche/geschaeft.gid-4ce7014a6a724feea8e175e738aa7453.html.

Streuung erhöht die Trefferwahrscheinlichkeit. Dieser Geschosstyp wird bei der Jagd auf Kleinwild wie Hasen, Hühner- und Wasservögel, Marder und Füchse verwendet. Auch bei der Baujagd kommt Schrotmunition zum Einsatz.

Problematisch sind Streifschüsse, die die Tiere nicht sofort töten, sondern verletzt zurücklassen. Mit Schrot angeschossene Tiere bluten oft zu wenig, sodass eine Nachsuche anhand der Blutspur erfolglos bleibt. Zudem besteht die Gefahr, dass durch die starke Streuung von Schrot nicht nur das anvisierte Tier getroffen wird, sondern durch Randschrote auch weitere Tiere getötet oder verletzt werden.

Erstaunlicherweise gibt es kaum Studien, die untersucht haben, wie hoch der Anteil der Füchse ist, die durch Fehlschüsse verletzt, aber nicht getötet wurden. Einen Anhaltspunkt gibt eine Studie aus Dänemark. Dort wurde ab 1997 ein Aktionsplan umgesetzt, der zum Ziel hatte, die Anzahl verwundeter Tiere zu reduzieren. Für die Untersuchung wurden Füchse, die zwischen 1999 und 2010 geschossen bzw. tot aufgefundenen wurden, auf eingelagerte Schrotkugeln geröntgt. Der Aktionsplan umfasste gezielte Information zur Verwendung von angepasst dimensionierter Munition bei der Fuchsjagd und eine Reduktion der Schussdistanz, um die Verletzungsrate zu senken. Mit diesen Massnahmen konnte der Anteil der Individuen, der Schrot im Körper aufwies, von 24,9 % im Jahr 1999 auf 8,5 % in 2010 reduziert werden (Elmeros et al. 2012). Dies zeigt, dass die Verletzungsgefahr durch Schrot gross ist, aber auch, dass Fehlschüsse und Verletzungen durch gezielte Information der Jägerschaft reduziert werden können.

Ein weiteres Problem ist, dass häufig Bleischrot verwendet wird, was eine hohe Umweltbelastung darstellt und bei Aasfressern zu schweren Vergiftungen führen kann (Ganz et al. 2018). Daher wird europaweit die Verwendung zunehmend in Frage gestellt und Alternativen wie etwa Weicheisenschrot diskutiert. In verschiedenen Ländern der EU und in der Schweiz ist der Einsatz von Bleischrot bei der Jagd auf Wasservögel bereits verboten (Watson et al. 2009; Baumann et al. 2019).

10.2 Neue Managementkonzepte sind notwendig

Verschiedene Studien zeigen, dass mit der aktuell praktizierten Fuchsjagd die Bestände nicht reguliert werden können, weil die grundlegenden Anforderungen an ein Wildtiermanagement nicht erfüllt sind (Heydon und Reynolds 2000; Baker et al. 2002; Rushton et al. 2006; Minnie et al. 2016; Kämmerle et al. 2019b). Für ein modernes Fuchsmanagement braucht es zum einen 1) ein besseres Verständnis für die Populationsdynamik des Rotfuchses, 2) verlässliche Datengrundlagen zu den Beständen, 3) eine klare Definition quantitativ messbarer Ziele und Massnahmen sowie 4) die Überprüfung, ob die Massnahmen wirken und gegebenenfalls angepasst werden müssen (Doherty und Ritchie 2017; Robin et al. 2017). Werden die Effekte der Managementmassnahmen nicht evaluiert, bleiben womöglich negative Auswirkungen verborgen, beispielsweise dass sich Krankheiten wegen der erhöhten Dispersion der Füchse stärker ausbreiten. Aktuell wird zur Bekämpfung von Füchsen vorwiegend auf letale Methoden gesetzt. Diese Methoden können jedoch höchstens bei zeitlich und räumlich intensiver Durchführung ihren funktionalen

Zweck – die Bestände zu reduzieren – erfüllen. Dies ist aufgrund des grossen Aufwands und der oft fehlenden Ressourcen erfahrungsgemäss kein realistisches Szenario (Minnie et al. 2016; Doherty und Ritchie 2017; Kämmerle et al. 2019a). Zudem sollten die von Füchsen erbrachten Ökosystemleistungen mehr Beachtung finden (Jiguet 2020). Beispielsweise spielen Füchse als Aasfresser und Prädatoren von parasitenbefallenen Nagern sowie von alten und geschwächten Tieren aus seuchenhygienischen Gründen eine wichtige Rolle (Hofmeester et al. 2017), und sie verbreiten über ihr Fell und ihren Kot Samen von bedrohten Pflanzen (Cancio et al. 2017). Diese und weitere Gründe sprechen dafür, dass vor allem nicht-letale Methoden verstärkt in den Fokus eines nachhaltigen Fuchsmanagements rücken sollten (Treves et al. 2016). In der Folge gehen wir auf zwei alternative Methoden ein: die Begrenzung von Schlüsselressourcen und das „Hunting for fear".

10.2.1 Begrenzung der Schlüsselressourcen

Die Populationsdichte von Wildtieren wird massgeblich durch Schlüsselressourcen wie zum Beispiel Futter- und Schlafplätze oder Aufzuchtorte bestimmt. Stehen die Schlüsselressourcen für eine Art fest, dann ist zu prüfen, ob und in welcher Form diese Ressourcen beeinflusst werden können, damit der gewünschte Effekt auf die Wildtierpopulation erreicht wird.

Der Fuchs ist ein Nahrungsopportunist (Macdonald 1988). Je nach Saison weicht er auf die gerade verfügbare Nahrung aus (Lucherini und Crema 1994; Contesse et al. 2004). In Siedlungsgebieten ist seine Nahrung vorwiegend anthropogenen Ursprungs (Contesse et al. 2004), während in ländlichen oder bergigen Gebieten Nagetiere oder Insekten einen grossen Anteil ausmachen (Macdonald 1988; Cavallini und Lovari 1991). Allerdings scheinen sich Füchse mittlerweile auch in ländlicheren Gebieten vermehrt von anthropogener Nahrung zu ernähren (Bino et al. 2010; Lyngen 2016; Panek und Budny 2017; Jahren et al. 2020).

Die körperliche Verfassung von Füchsen ist stark abhängig von Futterressourcen und kann das Überleben der Welpen beeinflussen (Chautan et al. 2000). In einer Studie in israelischen Dörfern mit sehr vielen für Füchse zugänglichen Abfällen führte eine experimentelle Begrenzung der anthropogenen Nahrungsquellen zu einer drastischen Reduktion der Überlebensrate (Bino et al. 2010). In nördlichen Gebieten mit stark ausgeprägten Jahreszeiten wirkte sich ein beschränkter Zugang zu anthropogener Nahrung vor und während der Winterzeit auf die Fuchsdichte und Populationsdynamik aus (Jahren et al. 2020).

Demzufolge könnte eine Massnahme gegen hohe Fuchsdichten zumindest im Siedlungsgebiet sein, den Zugang zu anthropogenen Nahrungsressourcen gezielt einzuschränken, z. B. indem verschliessbare Mülleimer und -container installiert oder Komposthaufen abdeckt und generell möglichst die offen zugänglichen Abfallmengen reduziert werden (Hegglin et al. 2015). Dies gilt auch für ländliche Räume, wo Füchse ebenfalls gezielt verschiedene anthropogene Nahrungsressourcen nutzen (Müller et al. 2000; Thoma et al. 2004; Bino et al. 2010). Zu dieser Strategie

gehört auch eine aktive Kommunikation mit dem Ziel, die Öffentlichkeit für die Problematik von Wildtierfütterungen zu sensibilisieren (Bontadina et al. 2001b).

10.2.2 Hunting for fear – Wildtiere auf Distanz halten

Das Konzept „Hunting for fear" wird als eine Erweiterung des klassischen „Hunting to kill" verstanden und basiert auf dem umfassenderen Konzept der „Landscape of fear" (Laundré et al. 2010; Gaynor et al. 2020). Es stützt sich auf die indirekten Effekte der Prädation ab und hat zum Ziel, eine Verhaltensreaktion bei den Wildtieren auszulösen, damit sich die Tiere beispielsweise von einem Gebiet fernhalten oder eine Scheuheit vor dem Menschen entwickeln bzw. beibehalten. In den USA werden bei Bewohnern erfolgreich Programme zum aktiven Verscheuchen von Kojoten propagiert, damit diese Wildtiere Abstand von den Wohngebieten halten (Hunold und Mazuchowski 2020). Verhaltensreaktionen können indes nur erreicht werden, wenn die Zielart die Möglichkeiten hat zu lernen, dass die menschliche Präsenz gefährlich sein kann (Cromsigt et al. 2013; Gaynor et al. 2020). Bei Füchsen geht man davon aus, dass sich aufgrund ihrer sozialen Lebensweise ein hoher Lerneffekt zeigen würde. Inwieweit sich die negativen Erfahrungen in der sozialen Gruppe verbreiten, hängt jedoch massgeblich von der Art des Eingriffes bzw. von der Jagdtechnik ab (Hegglin et al. 2015). Zu dieser Strategie gehört ebenfalls die Sensibilisierung der Bevölkerung, dass Wildtiere nicht gefüttert und damit gezähmt werden dürfen, sondern vielmehr durch Verscheuchen (hazing) eine Vermeidungsreaktion ausgelöst werden soll (Young et al. 2019).

10.3 Schlussfolgerungen

Die aktuelle Zunahme der Fuchsbestände in der Schweiz zeigt, dass mit den traditionellen Bekämpfungsmassnahmen die kommunizierten Ziele nicht erreicht werden können. Weder können mit der aktuell praktizierten Jagd trotz des grossen zeitlichen Aufwandes die Fuchsbestände erfolgreich reguliert werden (Baker et al. 2002; Kämmerle et al. 2019a), noch reduziert sie das Infektionsrisiko mit Krankheiten, im Gegenteil, sie kann das Risiko sogar erhöhen (Comte et al. 2017). Aus ethischer Sicht stellt sich deshalb die Frage, weshalb jährlich Tausende von Füchsen geschossen werden (in Tausend: Schweiz: 20,9 (neben 12,5 Fallwild); Deutschland 454 (mit Fallwild), für das Jahr 2020[2]).

Ohne ein evidenzbasiertes Managementkonzept, welches ökologische, ökonomische und ethische Kriterien und klar definierte und erreichbare Zielsetzungen beinhaltet, bedeutet die Fuchsjagd einen nicht zu rechtfertigenden Aufwand von personellen und finanziellen Ressourcen und verletzt ethische Grundsätze eines modernen Wildtiermanagements. Ein neues Fuchsmanagementkonzept sollte von der Jägerschaft, den Managementverantwortlichen und der Wissenschaft in enger

[2] jagdstatistik.ch, jagdverband.de (Zugriff 06.11.2021).

Zusammenarbeit entwickelt werden, zum Beispiel mit der replizierten Erprobung von Eingriffen im Vergleich zu Kontrollgebieten, mit Untersuchungen zu den Auswirkungen auf die Übertragung von Krankheiten oder mithilfe von Populationsmodellierungen. Dafür braucht es 1) verlässliche Zahlen zur räumlichen und zeitlichen Populationsdynamik, 2) Daten zu den von den Füchsen verursachten Schäden bzw. Risiken, aber auch zu den von ihnen erbrachten Ökosystemleistungen, 3) daraus abgeleitet klar definierte, sinnvolle und messbare Ziele und Massnahmen des Wildtiermanagement, 4) die Evaluation dieser Massnahmen, ob mit ihnen die Ziele erreicht werden können, und 5) die Anpassung und kontinuierliche Verbesserung der Massnahmen bezüglich der Zielerreichung (Robin et al. 2017; Bengsen et al. 2020; Jiguet 2020).

Literatur

Adkins CA, Stott P (1998) Home ranges, movements and habitat associations of red foxes *Vulpes vulpes* in suburban Toronto, Ontario, Canada. J Zool 244:335–346

Anderson RM, Jackson HC, May RM, Smith AM (1981) Population dynamics of fox rabies in Europe. Nature 289(5800):765–771. https://doi.org/10.1038/289765a0

Ansorge H (1990) Daten zur Fortpflanzungsbiologie und zur Reproduktionsstrategie des Rotfuchses, Vulpes vulpes, in der Oberlausitz. Säugetierkd Inf 3(14):185–199

Baker P, Funk S, Harris S, Newman T, Saunders G, White P (2004) The impact of human attitudes on the social and spatial organisation of urban foxes (Vulpes vulpes) before and after an outbreak of sarcoptic mange. WW Shaw LKHLV, editor:1–5

Baker PJ, Harris S (2000) Interaction rates between members of a group of Red Foxes (*Vulpes vulpes*). Mammal Rev 30(3-4):239–242

Baker PJ, Harris S, Webbon CC (2002) Effect of British hunting ban on fox numbers. Nature 419(6902):34–34

Baumann M, Muggli J, Thiel D, Thiel-Egenter C, Thürig M, Volery P, Widmer PA, Wirthner S, Zimmermann U (2019) Jagen in der Schweiz: Auf dem Weg zur Jagdprüfung. hep, der bildungsverlag

Beames I (1972) The spread of the fox in the London area. Ecologist 2:25–26

Bengsen AJ, Forsyth DM, Harris S, Latham ADM, McLeod SR, Pople A (2020) A systematic review of ground-based shooting to control overabundant mammal populations. Wildlife Res 47(3). https://doi.org/10.1071/wr19129

Bino G, Dolev A, Yosha D, Guter A, King R, Saltz D, Kark S (2010) Abrupt spatial and numerical responses of overabundant foxes to a reduction in anthropogenic resources. J Appl Ecol 47(6):1262–1271. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01882.x

Bolliger G, Gerritsen V, Rüttimann A (2012) Baujagd unter dem Aspekt des Tierschutz- und Jagdrechts. Schulthess Verlag, Zürich

Bontadina F, Contesse P, Gloor S (2001a) Wie beeinflusst die persönliche Betroffenheit die Einstellung gegenüber Füchsen in der Stadt. For Snow Landsc Res 76(1/2):255–266

Bontadina F, Gloor S, Hegglin D, Hotz T, Stauffer C (2001b) INFOX – Kommunikation für ein konfliktarmes Zusammenleben von Menschen und Stadtfüchsen. For Snow Landsc Res 76:267–284

Börner K (2014) Untersuchungen zur Raumnutzung des Rotfuchses, Vulpes vulpes (L., 1758), in verschieden anthropogen beeinflussten Lebensräumen Berlins und Brandenburgs. Humboldt-Universität, Berlin

Breitenmoser U, Müller U, Kappeler A, Zanoni R (2000) Die Endphase der Tollwut in der Schweiz. Schweiz Arch Tierheilk 147:447–453

Breitenmoser-Würsten C, Robin K, Landry J-M, Gloor S, Olsson P, Breitenmoser U (2001) Die Geschichte von Fuchs, Luchs, Bartgeier, Wolf und Braunbär in der Schweiz – ein kurzer Überblick. For Snow Landsc Res 76:9–21

Cancio I, González-Robles A, Bastida JM, Isla J, Manzaneda AJ, Salido T, Rey PJ (2017) Landscape degradation affects red fox (Vulpes vulpes) diet and its ecosystem services in the threatened Ziziphus lotus scrubland habitats of semiarid Spain. J Arid Environ 145:24–34. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.05.004

Cavallini P, Lovari S (1991) Environmental factors influencing the use of habitat in the red fox, *Vulpes vulpes*. J Zool 223:323–339

Chautan M, Pontier D, Artois M (2000) Role of rabies in recent demographic changes in Red Fox (Vulpes vulpes) populations in Europe. Mammalia 64(4):391–410

Comte S, Umhang G, Raton V, Raoul F, Giraudoux P, Combes B, Boué F (2017) Echinococcus multilocularis management by fox culling: an inappropriate paradigm. Prev Vet Med 147:178–185. https://doi.org/10.1016/j.prevetmed.2017.09.010

Contesse P, Hegglin D, Gloor S, Bontadina F, Deplazes P (2004) The diet of urban foxes (*Vulpes vulpes*) and the availabilty of anthropogenic food in the city of Zurich, Switzerland. Mamm Biol 69(2):81–95

Cromsigt JPGM, Kuijper DPJ, Adam M, Beschta RL, Churski M, Eycott A, Kerley GIH, Mysterud A, Schmidt K, West K, Frair J (2013) Hunting for fear: innovating management of human-wildlife conflicts. J Appl Ecol 50(3):544–549. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12076

Deplazes P, Hegglin D, Gloor S, Romig T (2004) Wilderness in the city: the urbanization of Echinococcus multilocularis. Trends Parasitol 20(2):77–84. https://doi.org/10.1016/j.pt.2003.11.011

Deutscher-Jagdverband (2019) Frage-Antwort-Papier Jagd auf Fuchs und andere Raubsäuger. https://www.jagdverband.de/

Devenish-Nelson ES, Harris S, Soulsbury CD, Richards SA, Stephens PA (2013) Demography of a carnivore, the red fox, Vulpes vulpes: what have we learnt from 70 years of published studies? Oikos 122(5):705–716. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20706.x

Doherty TS, Ritchie EG (2017) Stop jumping the gun: a call for evidence-based invasive predator management. Conserv Lett 10(1):15–22. https://doi.org/10.1111/conl.12251

Doncaster CP, Macdonald DW (1997) Activity patterns and interactions of red foxes (*Vulpes vulpes*) in Oxford city. J Zool 241:73–87

Dorning J, Harris S (2019a) Individual and seasonal variation in contact rate, connectivity and centrality in red fox (Vulpes vulpes) social groups. Sci Rep 9(1):20095. https://doi.org/10.1038/s41598-019-56713-3

Dorning J, Harris S (2019b) Quantifying group size in the red fox: impacts of definition, season and intrusion by non-residents. J Zool 308(1):37–46. https://doi.org/10.1111/jzo.12650

Dorning J, Harris S (2019c) Understanding the intricacy of canid social systems: Structure and temporal stability of red fox (Vulpes vulpes) groups. PLOS One 14(9):e0220792. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220792

Elmeros M, Holm TE, Haugaard L, Madsen AB (2012) Prevalence of embedded shotgun pellets in protected and in legally hunted medium-sized carnivores in Denmark. Eur J Wildlife Res 58(4):715–719. https://doi.org/10.1007/s10344-012-0621-7

Freuling CM, Hampson K, Selhorst T, Schroder R, Meslin FX, Mettenleiter TC, Muller T (2013) The elimination of fox rabies from Europe: determinants of success and lessons for the future. Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci 368(1623):20120142. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0142

Funk SM (1994) Zur Dichteabhängigkeit der räumlichen und sozialen Organisation und der Reproduktion beim Rotfuchs (Vulpes vulpes L.): Eine Studie bei zeitlich und räumlich durch Jagd und Tollwut variierenden Populationsdichten in Südwest-Deutschland und Ost-Frankreich.

Funk SM, Gürtler WD (1991) Über den Zusammenhang zwischen Reproduktionserfolg und Populationsdichte beim Rotfuchs, Vulpes vulpes L., Fuchs-Symposium Koblenz 1990. In: Commichau C, Sprankel, H. (Hrsg) Schriften AKW Justus-Liebig-Univ., Giessen, S 20: 49–54

Furrer CT (1999) Schlafplatzorte und Aufzuchtsplätze des Rotfuchses *Vulpes vulpes* in der Stadt Zürich – Angebot und Nutzung im urbanen Lebensraum. MS Thesis, MS Thesis, University of Zurich, Switzerland

Gaynor KM, Cherry MJ, Gilbert SL, Kohl MT, Larson CL, Newsome TM, Prugh LR, Suraci JP, Young JK, Smith JA (2020) An applied ecology of fear framework: linking theory to conservation practice. Anim Conserv 24(3):308–321. https://doi.org/10.1111/acv.12629

Ganz K, Jenni L, Madry MM, Kraemer T, Jenny H, Jenny D (2018) Acute and Chronic Lead Exposure in Four Avian Scavenger Species in Switzerland. Arch Environ Contam Toxicol 75(4):566–575. https://doi.org/10.1007/s00244-018-0561-7

Gilbert AT, Chipman RB (2020) Rabies control in wild carnivores. Rabies, Elsevier, S 605–-654

Gloor S (2002) The rise of urban foxes (*Vulpes vulpes*) in Switzerland and ecological and parasitological aspects of a fox population in the recently colonised city of Zurich. PhD Thesis, University of Zurich, Switzerland, Zurich

Gloor S, Bontadina F, Hegglin D, Deplazes P, Breitenmoser U (2001) The rise of urban fox populations in Switzerland. Mamm Biol 66:155–164

Gras P, Knuth S, Börner K, Marescot L, Benhaiem S, Aue A, Wittstatt U, Kleinschmit B, Kramer-Schadt S (2018) Landscape structures affect risk of Canine Distemper in urban wildlife. Front Ecol Evol 6. https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00136

Harris S (1977) Distribution, habitat utilization and age structure of a Suburban Fox (Vulpes-Vulpes) population. Mammal Rev 7(1):25–39

Harris S (1979) Age-related fertility and productivity in red foxes, Vulpes vulpes, in suburban London. J Zool 187(2):195–199

Harris S (1981a) An estimation of the number of foxes (Vulpes vulpes) in the city of Bristol, and some possible factors affecting their distribution. J Appl Ecol:455–465

Harris S (1981b) The food of suburban foxes (Vulpes vulpes), with special reference to London. Mammal Rev 11(4):151–168

Harris S (1985) Pest control in urban areas: humane control of foxes. In: Britt DP (Hrsg) Humane control of land mammals and birds. Universities Federation for Animal Welfare, Potters Bar, Hertfordshire, S 63–74

Harris S, Smith GC (1987) Demography of 2 urban fox (Vulpes-Vulpes) populations. J Appl Ecol 24(1):75–86

Hegglin D, Bontadina F, Deplazes P (2015) Human-wildlife interactions and zoonotic transmission of Echinococcus multilocularis. Trends Parasitol 31(5):167–173. https://doi.org/10.1016/j.pt.2014.12.004

Heydon MJ, Reynolds JC (2000) Fox (Vulpes vulpes) management in three contrasting regions of Britain, in relation to agricultural and sporting interests. J Zool 251(2):237–252

Heydon MJ, Reynolds JC, Short MJ (2000) Variation in abundance of foxes (Vulpes vulpes) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. J Zool 251(2):253–264

Hofmeester TR, Jansen PA, Wijnen HJ, Coipan EC, Fonville M, Prins HHT, Sprong H, van Wieren SE (2017) Cascading effects of predator activity on tick-borne disease risk. Proc Biol Sci 284(1859). https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0453

Hunold C, Mazuchowski M. (2020) Human-wildlife coexistence in urban wildlife management: insights from nonlethal predator management and rodenticide bans. Animals 10(11):15

Iossa G, Soulsbury CD, Baker PJ, Edwards KJ, Harris S (2009) Behavioral changes associated with a population density decline in the facultatively social red fox. Behav Ecol 20(2):385–395. https://doi.org/10.1093/beheco/arn149

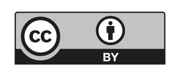
Jahren T, Odden M, Linnell JDC, Panzacchi M (2020) The impact of human land use and landscape productivity on population dynamics of red fox in southeastern Norway. Mamm Res 65(3):503–516. https://doi.org/10.1007/s13364-020-00494-y

Jiguet F (2020) The fox and the crow. A need to update pest control strategies. Biol Cons 248:108693. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108693

Kämmerle JL, Ritchie EG, Storch I (2019b) Restricted-area culls and red fox abundance: are effects a matter of time and place? Conserv Sci Pract 1(11). https://doi.org/10.1111/csp2.115

Kämmerle J-L, Niekrenz S, Storch I (2019a) No evidence for spatial variation in predation risk following restricted-area fox culling. BMC Ecol 19(1). https://doi.org/10.1186/s12898-019-0235-y
Kappeler A (1991) Die orale Immunisierung von Füchsen gegen Tollwut in der Schweiz, University of Bern, Switzerland 1991, Thesis
König A (2007) Fears, attitudes and opinions of suburban residents with regards to their urban foxes. Eur J Wildlife Res 54(1):101–109. https://doi.org/10.1007/s10344-007-0117-z
Laundré JW, Hernández L, Ripple WJ (2010) The landscape of fear: ecological implications of being afraid. Open Ecol J 3(1):1–7
Lloyd HG (1980) Habitat requirements of the red fox. In: Zimen E (Hrsg) The red fox: symposium on behaviour and ecology. Springer, Dordrecht, S 7–25. https://doi.org/10.1007/978-94-017-5592-4_2
Lloyd HG, Jensen B, Van Haaften J, Niewold F, Wandeler A, Bögel K, Arata A (1976) Annual turnover of fox populations in Europe. Zentralbl Veterinärmed B 23(7):580–589
Lucherini M, Crema G (1994) Seasonal variation in diet and trophic niche of the red fox in an alpine habitat. Z Säugetierkd 59:1–8
Lyngen J (2016) The expansion of red foxes (Vulpes vulpes) into alpine areas-Effects of human-induced subsidies along roads, and consequences for ground-nesting birds. Norwegian University of Life Sciences, Ås
Macdonald DW (1988) Running with the fox. Unwin Hyman, London
Macdonald DW, Bacon PJ (1982) Fox society, contact rate and rabies epizootiology. Comp Imun Microbiol Infect Dis 5(1–3):247–256. https://doi.org/10.1016/0147-9571(82)90045-5
Marlow NJ, Thomson PC, Rose K, Kok NE (2016) Compensatory responses by a fox population to artificial density reduction in a rangeland area in Western Australia. Conserv Sci West Aust 10:3. Article No.: 3
Meia JS, Weber JM (1993) Choice of resting sites by female foxes (*Vulpes vulpes*) in a mountainous habitat. Acta Theriol 38(1):81–91
Minnie L, Gaylard A, Kerley GIH, Chapron G (2016) Compensatory life-history responses of a mesopredator may undermine carnivore management efforts. J Appl Ecol 53(2):379–387. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12581
Müller U, Kappeler A, Zanoni R, Breitenmoser U (2000) Der Verlauf der Tollwut in der Schweiz – Landschaft prägt die Ausbreitung einer Wildtierepidemie / The development of rabies in Switzerland – landscape determines the course of wild animal epidemic. Schweiz Arch Tierheilkd 142:431–438
Padovani R, Shi Z, Harris S (2020) Are British urban foxes (Vulpes vulpes) “bold”? The importance of understanding human–wildlife interactions in urban areas. Ecol Evol 11(2):835–851. https://doi.org/10.1002/ece3.7087
Panek M, Budny M (2017) Variation in the feeding pattern of red foxes in relation to changes in anthropogenic resource availability in a rural habitat of western Poland. Mamm Biol 82:1–7. https://doi.org/10.1016/j.mambio.2016.09.002
Ritzel K, Gallo T (2020) Behavior change in urban mammals: a systematic review. Front Ecol Evol 8. https://doi.org/10.3389/fevo.2020.576665
Robin K, Graf RF, Schnidrig R (2017) Wildtiermanagement: eine Einführung. Haupt Verlag,
Rushton S, Shirley M, Macdonald D, Reynolds J (2006) Effects of culling fox populations at the landscape scale: a spatially explicit population modeling approach. J Wildl Manage 70(4):1102–1110
Ryser-Degiorgis M, Capt S (2003) Occurrence of sarcoptic mange in free-ranging wildlife in Switzerland. Mamm Biol 68:57–58
Scott DM, Berg MJ, Tolhurst BA, Chauvenet AL, Smith GC, Neaves K, Lochhead J, Baker PJ (2014) Changes in the distribution of red foxes (Vulpes vulpes) in urban areas in Great Britain: findings and limitations of a media-driven nationwide survey. PLOS One 9(6):e99059. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099059
Soulsbury CD, White PCL (2015) Human–wildlife interactions in urban areas: a review of conflicts, benefits and opportunities. Wildl Res 42(7). https://doi.org/10.1071/wr14229

Soulsbury CD, Iossa G, Baker PJ, Cole NC, Funk SM, Harris S (2007) The impact of sarcoptic mange Sarcoptes scabiei on the British fox Vulpes vulpes population. Mammal Rev 37(4):278–296. https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2007.00100.x
Steck F, Wandeler A (1980) The epidemiology of rabies in Europe. Epidemiol Rev 2:71–96
Teagle W (1967) The fox in the London suburbs. Lond Nat 46:44–68
Thoma D, Romig T, Heinel S, Janko C, Schreiber T, König A, Dinkel A, Mackenstedt U (2004) Small towns in Germany: Echinococcus multilocularis and fox biology. Int Arch Hydatidosis 35:136
Treves A, Krofel M, McManus J (2016) Predator control should not be a shot in the dark. Front Ecol Environ 14(7):380–388. https://doi.org/10.1002/fee.1312
Voigt D, Macdonald D (1984) Variation in the spatial and social behaviour of the red fox, Vulpus vulpes. Acta Zool Fenn 171:261
Wandeler AI (1988) Control of wildlife rabies: Europe. In: Campbell JB, Charlton KM (Hrsg) Rabies. Developments in veterinary virology, vol 7. Springer, Boston, S 365–380
Watson RT, Fuller MR, Pokras M, Hunt WG (2009) Ingestion of lead from spent ammunition: implications for wildlife and humans: proceedings of the conference: ingestion of spent lead ammunition: implications for wildlife and humans: 12-15 May 2008, Boise State University, Idaho, United States of America. Peregrine Fund
Weber VD (1985) Zur Baubenutzung und ihrer Funktion beim Fuchs. Z Sáugetierkund 50:356–368
WHO (1990) Guiding principles for post-vaccination surveillance of wildlife rabies in Europe. WCR/Information Document No. 1, Geneva/WHO
www.oie.int. (2016) Rabies. In: Terrestrial animal health code. Chapter 8.10. World Organisation for Animal Health (OIE), Paris, S 471–473
Young JK., Hammill E, Breck SW (2019) Interactions with humans shape coyote responses to hazing. Sci Rep 9(1):20046. https://doi.org/10.1038/s41598-019-56524-6
Zanoni R, Kappeler A, Müller U, Müller C, Wandeler A, Breitenmoser U (2000) Tollwutfreiheit der Schweiz nach 30 Jahren Fuchstollwut. Schweiz Arch Tierheilkd 147:423–429
Zimen E (1984) Long range movements of the red fox, Vulpes vulpes L. Acta Zool Fenn 171:261





Die menschliche Perspektive im Naturschutz und Wildtiermanagement: Eine Einführung in die „Human Dimensions of Wildlife“

11

Tanja M. Straka, Margreet Drijfhout, Sophia Kochalski, Eick von Ruschkowski und Claudia Gruenewald

Inhaltsverzeichnis

11.1 Einleitung

Wölfe und Bären kehren nach Deutschland zurück, Biber verändern Landschaften, Gänse verursachen Ernteausfälle, Singvögel und Eichhörnchen bevölkern Gärten und Hinterhöfe, Fledermäuse und Waschbären lassen sich im Dachgeschoss nieder.

T. M. Straka (✉)
Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, Berlin, Deutschland
E-Mail: tanja.straka@tu-berlin.de

M. Drijfhout
School of Technology, Environments and Design, University of Tasmania, Hobart, TAS, Australien
E-Mail: Margreet.Drijfhout@utas.edu.au

S. Kochalski
Cross-disciplinary Research Center in Environmental Technologies (CRETUS), Institut für Angewandte Wirtschaftswissenschaften, Universität Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, Spanien
E-Mail: sophia.kochalski@usc.es

E. von Ruschkowski
Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Hof Möhr, Schneverdingen, Deutschland
E-Mail: Eick.vonRuschkowski@nna.niedersachsen.de

C. Gruenewald
Unabhängige Wissenschaftlerin, Mainz, Deutschland

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4_11

Ob auf dem Land oder in der Stadt – Menschen und wildlebende Tierarten treffen regelmäßig aufeinander. So entstehen Interaktionen, die beim Menschen für vielfältige Emotionen und Gedanken sorgen, die von positiven über neutrale bis hin zu negativen Assoziationen reichen (Frank et al. 2019). Während die Sichtung eines Wolfs bei einer Waldwanderung oder der nächtliche Flug einer Fledermaus Freude oder Faszination auslösen kann, führen der Verlust von Schafen durch Wölfe oder der Einzug von Fledermäusen in das eigene Haus hingegen meist zu Frustration, Wut, Sorgen oder Ängsten. Angesichts vielfältiger menschlicher Aktivitäten und intensiver Raumnutzung in Deutschland rücken Lebensräume von Menschen und Wildtieren immer näher zusammen. Dadurch entstehen zunehmend Mensch-Wildtier-Konflikte, mit einer wachsenden Anzahl verschiedener Beteiligter. Menschen und ihre Beziehung zu Wildtieren zu verstehen wird immer wichtiger, um einerseits Arten wirksam zu schützen und andererseits Konflikte bzw. Konfliktpotenziale zu minimieren. Die Ansichten zu wildlebenden Tierarten und deren Management können stark auseinandergehen, sowohl auf der individuellen Ebene als auch zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Interessengruppen („Stakeholder", Manfredo 2008; Decker et al. 2012). In vielen Fällen gehen die Konflikte dabei über den Sachzusammenhang (Mensch-Wildtier) hinaus und finden tatsächlich – aber nicht immer sichtbar – auf der menschlichen Beziehungsebene statt: d. h., obwohl verschiedene Interessengruppen vordergründig über Artenschutzfragen diskutieren, stehen tieferliegende Konfliktursachen wie z. B. unterschiedliche Werte und Einstellungen hinter diesen Auseinandersetzungen (Manfredo et al. 2017; Skogen et al. 2017; Harrison et al. 2019). In derartigen Fällen werden die sogenannten „Human Dimensions of Wildlife" (HDW), die menschlichen Aspekte in Bezug auf Natur und Wildtiere, relevant.

Die Zielsetzung und die damit verbundenen Ergebnisse der HDW-Forschung lassen sich wie folgt beschreiben: HDW versucht, menschliches Denken, Fühlen und Handeln in Bezug auf Natur und Wildtiere als auch deren Management zu verstehen. Damit leistet diese Forschungsdisziplin im Idealfall nicht nur einen Beitrag zu einem besseren Verständnis der Rolle des Menschen im Naturschutz, sondern trägt auch zu effektiven, gesellschaftlich unterstützten und somit nachhaltigen Entscheidungen und Lösungen bei und verbessert dadurch Naturschutz und Wildtiermanagement (Manfredo 2008; Decker et al. 2012). Zum Beispiel kann HDW positive und negative gesellschaftliche Auswirkungen von Naturschutzmaßnahmen aufzeigen und den Zugang zum Wissen und den Perspektiven unterschiedlicher Personengruppen erleichtern. Dies wiederum trägt zu einem besseren gegenseitigen Verständnis für unterschiedliche Sichtweisen bei (Manfredo 2008). Ein weiteres Ziel von HDW ist es, die Akzeptanz von Wildtiermanagementmaßnahmen zu erfassen oder Entscheidungsfindungsprozesse aufzuzeigen sowie Gründe für Zustimmung oder Ablehnung zu identifizieren. Ergebnisse der HDW-Forschung bilden außerdem eine Grundlage für eine effektivere Kommunikation und Zusammenarbeit, indem Maßnahmen und Lösungen auf bestimmte Personengruppen zugeschnitten, ihre Erfahrungen und Wünsche einbezogen oder, falls nötig, Wissenslücken geschlossen und falsche Überzeugungen ausgeräumt werden (Decker et al. 2012; Frank et al. 2015a). Mit HDW sind Erfolge und Lösungsfindungen im Natur-

schutz und Wildtiermanagement möglich, die durch Naturwissenschaften und technische Lösungen allein nicht erreicht werden können. Deshalb gilt ein interdisziplinärer Ansatz, d. h. die Integration von Natur- und Sozialwissenschaften, als wesentliches Element zur langfristigen Lösung von Mensch-Wildtier-Konflikten (Manfredo 2008; Madden und McQuinn 2014; Bennett et al. 2017).

Vor diesem Hintergrund – und auch, weil im deutschsprachigen Kontext die gesellschaftlichen Dimensionen des Naturschutzes in der Praxis noch zu selten eine Rolle spielen (Ruschkowski 2010) – geben wir in diesem Kapitel eine kurze Einführung in die Forschungsdisziplin der „Human Dimensions of Wildlife" und stellen einige gängige sozialwissenschaftlichen Ansätze und Theorien dieser Disziplin vor. Außerdem zeigen wir auf, wie diese Ansätze im Wildtiermanagement eingesetzt werden können, indem wir Beispiele aus einer Reihe aktueller HDW-Studien vorstellen. Im zweiten Teil des Kapitels beschreiben wir exemplarisch Wildtierkonflikte in Deutschland und stellen eine Auswahl an Fallstudien (Abb. 11.3, 11.4, 11.5 und 11.6) vor, die verdeutlichen, wie HDW in Konfliktsituationen wirkungsvoll und hilfreich angewendet werden kann. Im Kapitel wird eine genderneutrale Schreibweise gewählt, es soll jedoch die gesamte Gender-Bandbreite angesprochen werden.

11.2 Konzeptionelle Ansätze der Human Dimensions of Wildlife

„Human Dimensions of Wildlife" wird heute meist als Teildisziplin den sogenannten Naturschutzsozialwissenschaften (Conservation Social Sciences) zugeordnet (Bennett et al. 2017) und wendet konzeptionelle Ansätze und Theorien z. B. aus der Soziologie und Sozialpsychologie im Kontext von Wildtiermanagement, Arten- und Naturschutz an (Manfredo 2008; Decker et al. 2012; Manfredo et al. 2017). HDW ist in Nordamerika entstanden und zielt somit primär auf Schlüsselkonzepte aus dem angelsächsischen Sprachraum ab, die aber im deutschsprachigen Raum Anklang gefunden haben. So stellt z. B. die Theorie der kognitiven Hierarchie („Cognitive Hierarchy") ein Schlüsselkonzept für die HDW dar; diese Theorie beschreibt die enge Verknüpfung von Werten, Überzeugungen, Einstellungen und Normen (Fulton et al. 1996; Manfredo 2008; Manfredo et al. 2017; Jacobs et al. 2018; Abb. 11.1). Dabei bauen die einzelnen Konzepte ähnlich einer umgekehrten Pyramide aufeinander auf und beeinflussen sich gegenseitig, wobei einige wenige zentrale Werte das Fundament bilden und ganz oben zahlreiche Verhaltensweisen stehen, die situationsspezifisch sind und sich schnell ändern können (Fulton et al. 1996; Abb. 11.1). Neben diesen kognitiven Konzepten (d. h. was Menschen denken) verweisen viele Forschungsarbeiten zusätzlich auf die Relevanz von Emotionen in Bezug auf Wildtiere und deren Management (z. B. Manfredo 2008; Jacobs et al. 2014a; Johansson et al. 2016; Jacobs und Vaske 2019). Im Folgenden veranschaulichen wir, wie sich die genannten sozialpsychologischen Konzepte in der Forschungspraxis bewährt haben und ins Wildtiermanagement integrieren lassen.

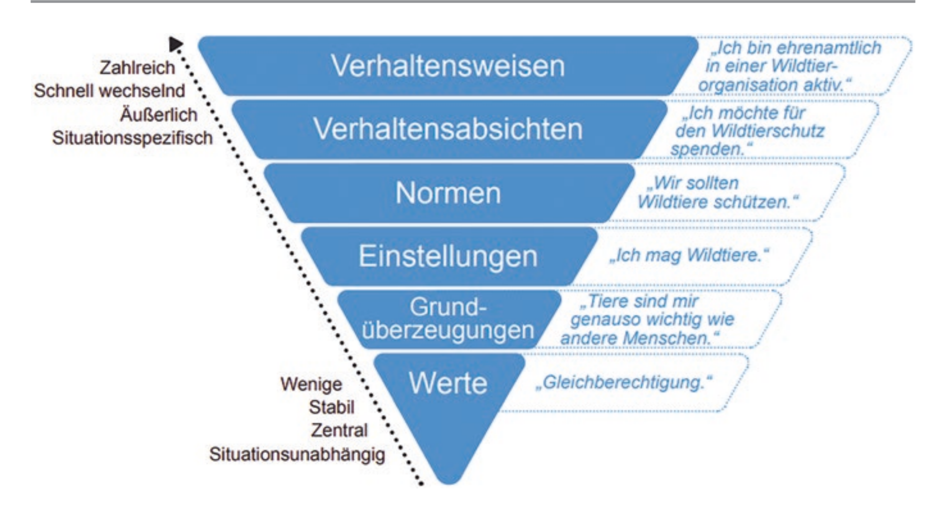


Abb. 11.1 Kognitive Hierarchie menschlichen Verhaltens (nach Fulton et al. 1996). Konzepte auf den unteren Stufen beeinflussen die darüber liegenden Ebenen

Werte („values“) beeinflussen, wie Menschen oder soziale Gruppen die Welt beurteilen und welche Entscheidungen sie treffen (Ives und Kendal 2014). Werte sind relativ stabile Leitprinzipien im Leben (z. B. soziale Gleichheit, die Erde respektieren; Rokeach 1973), die über Überzeugungen und Einstellungen eines Menschen sein Verhalten beeinflussen (siehe Fulton et al. 1996), aber sich auch direkt auf das Verhalten auswirken können. Hrubes et al. (2001) zeigen zum Beispiel, dass Werte in Bezug auf Wildtiere und zum Leben allgemein sich darauf auswirken können, wie häufig zur Jagd gegangen wird. Abhängig von der Forschungsfrage können menschliche Werte mit unterschiedlichen (quantitativen) Instrumenten gemessen werden, z. B. anhand der Wertedimensionen nach Schwartz (Schwartz 1992) oder mittels auf Umwelt oder Tiere bezogene Skalen für Wertesysteme (z. B. Drijfhout et al. 2020; Riepe et al. 2021).

Überzeugungen („beliefs“) füllen Werte mit subjektiver und individueller Bedeutung (Fishbein und Raven 1962; Fulton et al. 1996; Fishbein 2009). Überzeugungen können definiert werden als „Fakten, wie sie ein Individuum wahrnimmt“ (Dietz et al. 2005). Sie können die Einstellungen gegenüber Wildtieren oder Akzeptanz von Managementstrategien erklären, wie es z. B. für die Rückkehr von Wölfen und Wisenten (Überzeugungen, dass Menschen Wildtieren überlegen sind, führen zu einer nur geringen Unterstützung der Ansiedlung von Wisenten bei deutschen Schülern (Hermann et al. 2013; Hermann und Menzel 2013)) sowie für nicht-heimische Arten gezeigt wurde (Überzeugungen, dass diese Arten schädlich sind, führen eher zur Unterstützung von Managementmaßnahmen (Fischer et al. 2014)). Eine Möglichkeit, solche Überzeugungen zu messen, stellen die sogenannten wildtierbezogenen Wertorientierungen dar („wildlife value orientations“, WVO; Fulton et al. 1996; Manfredo et al. 2009). Das Konzept der wildtierbezogenen Wertorientierungen wurde ebenfalls primär im nordamerikanischen Kontext entwickelt. Bisher liegen nur wenige Einzelstudien vor, welche zeigen, dass das Konzept auch in anderen

kulturellen Kontexten tragfähig zu sein scheint (Hermann et al. 2013; Jacobs et al. 2014b; Gamborg und Jensen 2016; Zainal Abidin und Jacobs 2016) jedoch auch kulturelle Unterschiede der wildtierbezogenen Werteorientierungen aufzeigen kann (Jacobs et al. 2022). Derzeit ist jedoch eine größere, auf über 30 Länder angelegte Studie in Vorbereitung (pers. Kommentar von Ruschkowski).

Einstellungen („attitudes“) umfassen die positive oder negative Bewertung eines Objekts oder einer Handlung (z. B. Zustimmung oder Ablehnung) und können durch Wissen und vorherige Erfahrung beeinflusst werden (Eagly und Chaiken 1993; Manfredo 2008). Einstellungen können auf vielfältige Weise gemessen werden und sind Teil vieler Theorien jenseits der kognitiven Hierarchie (z. B. „Theorie des geplanten Verhaltens“ (Ajzen 1991)). Einstellungen gehen dem Verhalten voraus und können es beeinflussen, sodass Verhaltensweisen unter anderem aufgrund von Einstellungen (z. B. positive Einstellung gegenüber dem Naturschutz) prognostiziert werden können. Dieser unmittelbare Zusammenhang zum Verhalten und die relativ einfache Messbarkeit erklären, warum HDW-Forschung sich meist mit Einstellungen befasst. Dabei ist es wichtig zu beachten, dass menschliches Verhalten komplex ist und von vielen Faktoren beeinflusst wird (Gifford und Nilsson 2014), sodass eine Veränderung der Einstellung nicht unbedingt eine entsprechende Verhaltensänderung hervorruft. Dennoch ist es oft hilfreich, Einstellungen zu messen, um Interessenvertreter in ihren Bewertungen von Wildtieren und deren Management zu verstehen (Manfredo 2008). Dazu gehört zum Beispiel, ob Richtlinien und Maßnahmen zum Wildschadenmanagement unterstützt oder abgelehnt werden (Reiter et al. 1999).

Verhaltensabsichten („behavioural intentions“) werden oft anstelle von Verhalten gemessen, da sie über Umfragen einfach messbar sind und bewusste Verhaltensweisen in der Regel mit einer Absicht beginnen (Jacobs und Harms 2014). Obwohl Verhaltensabsichten mit Verhaltensweisen korreliert sein können, zeigt die Datenlage jedoch auch, dass gerade bei unbequemen Handlungen und komplexen Themen Verhaltensabsichten zu großen Teilen nicht in Verhalten umgewandelt werden (Kollmuss und Agyeman 2002).

Normen („norms“) beziehen sich darauf, welche Verhaltensregeln in einer Gruppe oder Gesellschaft als angemessen oder erlaubt wahrgenommen werden. Es wurde vielfach gezeigt, dass Normen einen starken Einfluss auf das Verhalten haben (z. B. Fishbein 1967; Cialdini und Trost 1998), und es gibt immer mehr Belege, dass dies auch für umweltfreundliches Verhalten gilt (Farrow et al. 2017). Im Wildtiermanagement-Kontext haben allerdings bisher nur wenige Studien die Bedeutung sozialer Normen untersucht (z. B. Niemiec et al. 2016).

Emotionen („emotions“) sind die Bandbreite der Gefühle (positiv bis negativ, einfach bis komplex), die Menschen erleben, wenn sie mit persönlich bedeutsamen Dingen und Ereignissen umgehen. Es wird angenommen, dass Emotionen die menschliche Reaktion auf Wildtiere direkt beeinflussen (Jacobs et al. 2014a; Manfredo 2008). Bei Emotionen werden diskrete Kategorien und Dimensionen unterschieden (Jacobs und Vaske 2019). Zu den diskreten Kategorien gehören verschiedene Emotionen wie Angst, Freude oder Traurigkeit. Bei den Dimensionen wird zwischen Valenz (Wertigkeit, positiv oder negativ) und dem Aktivierungs-

niveau (Erregung, von niedrig bis hoch) differenziert. Zur quantitativen Messung dieser Parameter werden Umfrageteilnehmer zumeist gebeten, auf einer Skala anzugeben, wie ängstlich, freudig oder traurig bzw. wie positiv oder negativ, aktiviert oder entspannt sie sich fühlen, wenn sie an bestimmte Wildtiere oder damit einhergehende Situationen denken. Emotionen können alleine oder im Zusammenspiel mit den anderen Konzepten der kognitiven Hierarchie betrachtet werden (Manfredo 2008). Zum Beispiel zeigen Straka et al. (2019), dass Emotionen gegenüber Wölfen die Akzeptanz von Wolfsmanagementmaßnahmen stärker beeinflussen als wildtierbezogene Werteorientierungen. Decker et al. (2010) zeigen, dass Menschen, die aus Angst einen Wald mit Wisent-Vorkommen nicht betreten würden, auch gegen deren Wiederansiedlung in Deutschland sind – in Folge dieser Studie wurde daher an Orten mit geringer Unterstützung der Anwohner von diesem Vorhaben abgesehen. Bei Wölfen können nicht nur Angst, sondern auch Abscheu oder Freude sowie ethische Emotionen (z. B. Aufgebrachtheit aufgrund eines möglichen Versagens beim Erhalt von Wolfspopulationen (Hermann und Menzel 2013; Jacobs et al. 2014a)) die Akzeptanz von Managementmaßnahmen beeinflussen.

Betrachtungsebenen

Werte, Überzeugungen, Normen, Einstellungen und Emotionen können innerhalb einer Gruppe oder Gesellschaft ähnlich oder unterschiedlich ausgeprägt sein. Mitglieder sozialer Gruppen (Abb. 11.2) sowie kulturelle Einheiten teilen zumeist ähnliche Werte (Inglehart und Welzel 2005; Manfredo et al. 2017). Dennoch haben Einzelpersonen innerhalb einer Interessengruppe (Abb. 11.2) auch eigene Überzeugungen, Emotionen etc., die sich von anderen in der Gruppe oder von der offiziellen Selbstdarstellung der Gruppe unterscheiden können. Folglich hängt es von der Fragestellung ab, auf welcher Ebene, z. B. Individuum oder Gruppe, Untersuchungen zu HDW-Konzepten durchgeführt werden (Decker et al. 2012). Darüber hinaus sind in der HDW-Forschung oft mehrere Interessenvertreter an einer Situation bzw. einem Konflikt beteiligt. Im Fall der Rückkehr von Wölfen nach Europa gehören beispielsweise Nutztierhalter, Jäger und Naturschützer zum zentralen Kern dieses Interessenvertreternetzwerkes, aber auch die Medien, Politiker, Anwohner, der Tourismus, Ministerien/Behörden, Förster und Wissenschaftler sind relevante Interessenvertreter (Grossmann et al; 2020, Abb. 11.2). Für ein effektives Wildtiermanagement ist das Verständnis der Individual- als auch der Gruppenebene sowie der Beziehungen unterschiedlicher Interessengruppen zueinander unerlässlich.

11.3 Mensch-Wildtier-Konflikte in Deutschland und Europa

Obwohl Mensch-Wildtier-Interaktionen auch positiv oder neutral sein können (Frank et al. 2019), beschreiben wir im Folgenden vorrangig Konflikte, da diese meist aktives Handeln im Wildtiermanagement erfordern. In Deutschland treten z. B. zahlreiche Konflikt-Szenarien mit verschiedenen Säugetierarten (große Beute-



Abb. 11.2 Beispielhafte Konstellation von Interessengruppen im Mensch-Wildtier-Kontext. Konzepte (im orangen Kreis) können sowohl für Einzelpersonen als auch auf Gruppenebene untersucht werden (mit freundlicher Genehmigung Exner Deluxe Design, ©Rawpixel.com/Adobe Stock, ©jan stopka/Adobe Stock)

greifer, Huftiere und Fledermäuse) als auch mit Arten an und in Gewässern und mit Vögeln auf. Anhand ausgewählter Studien zeigen wir auf, wo und wie HDW zur Unterstützung und Verbesserung von Arten- und Naturschutz angewendet werden kann.

11.3.1 Große Beutegreifer

Seit über zwei Jahrzehnten kehren große Beutegreifer wie Luchs (*Lynx lynx*), Bär (*Ursus arctos*) und Wolf (*Canis lupus*) in viele europäische Länder zurück – hauptsächlich aufgrund von sozial-politischen Veränderungen und durch das Inkrafttreten der Europäischen Naturschutzgesetzgebung zu Beginn der 1990er-Jahre, aber auch durch verbesserte Lebensraumbedingungen und einen ausgezeichneten Beutetierbestand. Daran entfachen sich seitdem immer wieder Mensch-Wildtier-Konflikte (Chapron et al. 2014; Linnell et al. 2017), und die wachsende Wolfspopulation in Deutschland bildet dabei keine Ausnahme. Während laut Umfragen die Mehrheit der deutschen Öffentlichkeit Wölfe wertschätzt (NABU 2015, 2018, 2021), wird dies von anderen Interessengruppen nicht unbedingt geteilt. Dabei handelt es sich zumeist um Gruppen aus der Jäger- oder Landwirtschaft – allerdings können Stakeholdernetzwerke lokal-regional unterschiedlich ausgeprägt sein und so z. B. auch Anwohner in Wolfsgebieten oder Behörden einschließen (z. B. Grossmann et al. 2020). Oft stehen hier dann Sorgen und Probleme rund um ökonomische und materielle Auswirkungen, wie etwa durch Nutztierrisse oder Konkurrenz um Jagdwild, im Vordergrund. Ängste, Haus- und Nutztiere oder die eigene Sicherheit betreffend, spielen ebenfalls eine Rolle, zumal sie zusätzlich geschürt werden durch ein reichhaltiges Kulturerbe an Märchen und Mythen mit meist negativen Assoziationen zum Wolf (Hunziker et al. 2001; Roskraft et al. 2007; Chapron et al. 2014; Dressel et al. 2015; Frank et al. 2015b; Linnell et al. 2017; Abb. 11.3).

11.3.2 Huftiere

Neben großen Beutegreifern sind große Pflanzenfresser bzw. wildlebende Huftiere häufig Teil von Mensch-Wildtier-Konflikten (Glikman und Frank 2011; Linnell et al. 2020). Zumeist drehen sich entstehende Konflikte um land- und forstwirtschaftliche Schäden, Verkehrsunfälle durch Kollision oder wechselseitig zwischen Menschen und Tieren übertragbare Krankheiten (Zoonosen). In erster Linie sind land- und forstwirtschaftliche, aber auch jagdliche Interessen betroffen (z. B. Frank et al. 2015a; Linnell et al. 2020). In Europa bietet großflächige Landnutzung durch den Menschen in Kombination mit oft historischen Höchstständen wildlebender Huftiere Anlass für Konflikte. In Deutschland vorkommende, potenzielle Konfliktarten sind das Reh (*Capreolus capreolus*), der Rothirsch (*Cervus elaphus*), das Wildschwein (*Sus scrofa*) und, zu einem geringeren Anteil, auch das Wisent (*Bison bonasus*; Decker et al. 2010; Reimoser und Putman 2011; Linnell et al. 2020; Abb. 11.4).



Naturschutzfragen zu großen Beutegreifern, insbesondere Wölfen, sind sehr umstritten und umfassen nicht nur ökologische und ökonomische, sondern psychologische, soziokulturelle und politische Dimensionen (z.B. Chapron et al. 2014; Linnell et al. 2017; Skogen et al. 2017). Eine europaweite Metastudie (Dressel et al. 2015) zeigt, dass Einstellungen gegenüber Wölfen im Vergleich zu Bären negativer sind, sich mit der Zeit nicht unbedingt (zum Positiven) verändern und primär in der Jäger- und Landwirtschaft, aber weniger der Öffentlichkeit auftreten. Die Autoren empfehlen parallel zum Wolfsmonitoring eine kontinuierliche Beobachtung der Einstellungen verschiedener Interessengruppen. Hierbei sollten Einstellungen eher als Indikatoren (z.B. als Evaluationsgrößen adaptiven Managements) denn als Zielvorgaben (z.B. zur Einstellungsänderung) dienen (Majić und Bath 2010; Dressel et al. 2015). Einige Studien erachten das alleinige Erfassen von Einstellungen jedoch als nicht ausreichend, weil tiefergehende Faktoren unerkannt bleiben: So verdeutlicht eine Schweizer Studie zu großen Beutegreifern, dass allgemeine Werte („traditionell" vs. „postmodern") und grundlegende Überzeugungen zur Natur („Partner" oder „Feind") wichtige Einflussgrößen sind, wenn es um die Unterstützung oder Ablehnung dieser Wildtiere geht (Hunziker et al. 2001). Auch in den Niederlanden sind Wolfswahrnehmung und -management mit dem Naturbild verknüpft (van Heel et al. 2017). Hier zeigte der Bezug zur Naturverantwortung einen möglichen Ansatzpunkt für Dialog und Konfliktlösung zwischen den Interessengruppen. Obwohl Emotionen mehr als nur Angst bedeuten (z.B. Freude; Jacobs et al. 2014 a), bleibt Angst eine wichtige Einflussvariable im Wolfsmanagement (z.B. Frank, J. et al. 2015), da von Angst Betroffene weniger bereit sind, Kosten zu tragen, die im Zusammenhang mit großen Beutegreifern entstehen und Angst zudem komplex verwoben scheint mit einer Negativ-Einschätzung von Wölfen (z.B. als unberechenbar, gefährlich) und Vertrauensverlusten in Entscheidungsträger oder öffentliche Einrichtungen (Johansson et al. 2012 a, b). Konflikte um Wölfe sind folglich äußerst vielschichtig, tief verwurzelt und veranschaulichen wie kaum eine andere Situation Mensch-Mensch oder gar Stellvertreter-Konflikte - eingebettet in und beeinflusst durch bestehende gesellschaftliche Spannungsfelder (z.B. Skogen et al. 2017).

Abb. 11.3 Fallbeispiel Wolf (mit freundlicher Genehmigung Exner Deluxe Design, ©jan stopka/ Adobe Stock)



Mensch-Wildtier-Konflikte um Wildschweine sind meist durch deren Fressverhalten verursacht, da die Nahrungssuche und dabei aufgewühltes Erdreich zunehmende Schädigungen landwirtschaftlicher und naturräumlicher Flächen verursachen (Schley und Roper 2003; Frank et al. 2015). Eine Studie, die zum Verständnis menschlicher oder gesellschaftlicher Dimensionen solcher Konflikte beiträgt, ist von Frank et al. (2015): In quantitativen Befragungen haben die Wissenschaftler Einstellungen italienischer Landwirte, der Jägerschaft und Ortsansässiger zu vier verschiedenen Managementansätzen erfasst, indem sie Zustimmungs- oder Ablehnungsniveaus erfragten. Zusätzlich kamen in der Studie qualitative Interviews zum Einsatz, um tieferliegende Gründe für Zustimmungs- oder Ablehnungseinstellungen dieser Gruppen zu verstehen. Interviews wechselten sich ab mit Workshops und darauffolgenden Treffen, um Zugang zu den verschiedenen Personengruppen zu ermöglichen. Managementansätze, die sich direkt auf Wildschweinpopulationen bzw. deren Zahlen auswirken, wie Einfangen oder Abschuss, fanden die geringste Zustimmung und boten das höchste Konfliktpotenzial innerhalb und zwischen Interessengruppen. Die Interviewdaten identifizierten Misstrauen gegenüber Parkbehörden und mangelnde Transparenz bei Kontrollmaßnahmen als Hauptgründe für negative Einstellungen bzw. Widerstände in der Jägerschaft, da sich dadurch die Unsicherheiten in ihren Jagdausübungsmöglichkeiten erhöhten. Landwirte waren frustriert über die Kompensationszahlungen, die als wenig übersichtlich, schwer zugänglich und nicht unbedingt nützlich wahrgenommen wurden. Über Jahre wurden diese Problematiken nie adressiert und der Konflikt konnte weiter eskalieren. Öffentliche Debatten und vielschichtige Konflikte verschiedener Beteiligter rund um die afrikanische Schweinepest in Deutschland stellen ein aktuelles Beispiel dar. Auch hier ließen sich Konflikte höchstwahrscheinlich besser bewältigen, wenn auch die menschliche bzw. gesellschaftliche Perspektive in Form von Studienergebnissen in die Maßnahmen integriert würde.

Abb. 11.4 Fallbeispiel Wildschwein. mit freundlicher Genehmigung Exner Deluxe Design, ©jan stopka/Adobe Stock)

11.3.3 Tierarten in und an Gewässern

Küstengebiete und Binnengewässer werden von Menschen und Tieren intensiv genutzt, was unweigerlich zu Konflikten führt. In Mitteleuropa handelt es sich vor allem um Konflikte an der Küste mit Robben (Seehund, *Phoca vitulina,* und Kegelrobbe, *Halichoerus grypus*) sowie um Konflikte an Binnengewässern mit dem Eurasischen Biber (*Castor fiber*), dem Fischotter (*Lutra lutra*) sowie fischfressenden Vögeln (Kormoran, *Phalacrocorax carbo*, und Graureiher, *Ardea cinerea*). Die Bestände dieser Arten gingen im 19. und 20. Jahrhundert stark zurück. Durch die Wiederherstellung ihrer Lebensräume, Wiederansiedlungsmaßnahmen und Einstellung der Jagd haben ihre Verbreitung und Bestände wieder zugenommen und auch die damit verbundenen Mensch-Tier-Konflikte (Klenke et al. 2013; Marzano et al. 2013). Hauptursache für die Konflikte ist für die meisten Arten ein Konkurrenzverhältnis mit der Fischerei (Kloskowski 2011; Tixier et al. 2021), aber auch mit anderen menschlichen Aktivitäten wie dem Ausbau der Offshore-Windenergie oder mit der Landwirtschaft, wenn beispielsweise Biberbauten Felder überfluten. Bei Arten, die in und am Gewässer leben, zeigt sich besonders deutlich, dass Konflikte nicht nur daraus entstehen, wie Menschen fühlen oder über eine Tierart denken (z. B. als „Teufel, Engel oder Tiere" (Goedeke 2005)), sondern dass es wichtig ist, die Vorlieben von Anwohnern, Touristen und Interessengruppen für „vermeintlich natürlich" (Harrison et al. 2019) oder „neu" gebaute Landschaften zu verstehen, wie sie z. B. beim Biber als „Landschaftsarchitekten" entstehen (Abb. 11.5).



Der Biber ist ein Beispiel für erfolgreiche Naturschutzbemühungen, bei denen es aber auch zu Konflikten kommt. Gezielte Umsiedlungen und andere Schutzmaßnahmen haben insbesondere in Süd- und Ostdeutschland zu stabilen Biberpopulationen geführt (Halley et al. 2021). Biberbauten und -dämme haben jedoch Auswirkungen auf Wälder, Weiden und Straßen. Außerdem ernähren sich Biber von Feldfrüchten und fällen Bäume, was zu finanziellen Verlusten führt und zum Ärgernis vieler Landwirte wird. Mehrere Autoren schlagen vor, dass das grundlegende Problem für den Konflikt zwischen Mensch und Biber aber darin besteht, dass viele Europäer vergessen haben, wie „natürliche" Gewässerlandschaften aussehen, und sich das direkt auf ihre Einstellung gegenüber Bibern auswirkt (Czech und Lisle 2003; Schwab und Schmidbauer 2003; Coz und Young 2020). Gleichzeitig generieren Biber auch positive Effekte für Mensch und Natur, denn sie tragen zur Wasserreinigung, einer höheren Biodiversität und der Minderung von Hochwasserspitzen bei (Thompson et al. 2020). Diese positiven Aspekte können finanzielle Verluste aufwiegen (Czech und Lisle 2003), sie entstehen aber auf regionaler oder nationaler Ebene, wohingegen die Schäden hauptsächlich Menschen vor Ort betreffen (Brazier et al. 2021). Umfragen zeigen außerdem, dass die negativen Auswirkungen von Bibern tendenziell höher eingeschätzt werden als die positiven Aspekte (z.B. Ulicsni et al. 2020). Die Toleranz gegenüber Bibern kann demnach erhöht werden, indem man ihre positive ökologische Rolle hervorhebt (Parker und Rosell 2003). Zudem haben HDW-Studien zur Wiederansiedlung von Bibern in England und Schottland gezeigt, dass Konflikte durch folgende Maßnahmen reduziert und verhindert werden können: (1) proaktives Engagement, (2) gute Beziehungen zwischen den Beteiligten, (3) angemessene Kommunikation, (4) gemeinsame Entscheidungsfindung, (5) Verantwortungsgefühl vermitteln, dass Menschen Teil von Mensch-Tier- Konflikten sind und (6) ein möglichst klares Bild davon, wie das Leben mit einer neu bzw. wieder eingeführten Art aussehen könnte (Auster et al. 2020; Coz und Young 2020).

Abb. 11.5 Fallbeispiel Biber. Graphik mit freundlicher Genehmigung Exner Deluxe Design, ©jan stopka/Adobe Stock)

11.3.4 Fledermäuse

Von den weltweit mehr als 1420 beschriebenen Fledermausarten (Simmons und Cirranello 2020) kommen 25 Fledermausarten in Deutschland vor. Aufgrund ihres nächtlichen Verhaltens sind Fledermäuse für das menschliche Auge oft nicht sichtbar und daher als potenzielle Konfliktarten wenig präsent, von Ärgernissen wie Fledermauskot auf dem Dachboden abgesehen. Angesichts ihres hohen Schutzstatus in Deutschland (Anhang II und IV der EU-Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) kann ihre Anwesenheit in Gebäuden jedoch zu Einschränkungen bei Sanierungsvorhaben, langwierigen Genehmigungsverfahren und anderen unvorhergesehenen Kosten führen, was die Wahrnehmung der Menschen von Fledermäuse beeinflussen könnte. Die gleiche Problematik entsteht bei Infrastrukturanlagen wie Windparks, die für Fledermäuse ein hohes Risiko für Kollisionen oder ein sogenanntes Barotrauma (Zerplatzen innerer Organe durch große Luftdruckänderungen nahe der Rotorblätter) darstellen (Voigt et al. 2015). Dieses Konflikt-Szenario ist sogar noch heikler, da es für die Beteiligten einen Balanceakt zwischen zwei Naturschutzzielen impliziert – erneuerbare Energien versus Artenschutz (Voigt et al. 2019; Straka et al. 2020). Der vermutete Ursprung der Stammform von SARS-CoV-2 in Fledermäusen hat die Tiere außerdem kurzfristig in den Fokus der Medien und der öffentlichen Diskussion gerückt (Lu et al. 2021; Sasse und Gramzar 2021), was zu einer Besorgnis unter Fledermausexperten weltweit geführt hat (Straka und Voigt 2022). Allerdings sind die langfristigen Auswirkungen dieser Diskussionen auf den Fledermausschutz noch nicht bekannt. Die Literatur zum Thema Mensch-Fledermaus-Konflikt ist, insbesondere für Deutschland, spärlich (Abb. 11.6).



Trotz vieler Aktionen von Naturschutzorganisationen, wie "Fledermausfreundliches Haus" oder die jährliche „European Bat Night“ wissen wir noch wenig über die Beziehungen zwischen Mensch und Fledermaus in Deutschland. HDW-Studien zu Fledermäusen sind jedoch auch weltweit noch selten wie eine jüngst veröffentlichte Studie zeigte (Straka et al. 2021). Viele dieser Studien konzentrierten sich überwiegend auf Zoonosen und dokumentieren das Wissen und die Wahrnehmung des Risikos von Krankheitsübertragungen durch Fledermäuse. Andere spezifische Konflikte, die in HDW- Studien über Fledermäuse – allerdings außerhalb Europas – behandelt werden, sind die Jagd auf Fledermäuse und Konflikte mit Obstbauern, da Fledermäuse ihre Lebensgrundlage bedrohen können. Eine in den USA durchgeführte Studie befasste sich mit der Wahrnehmung der Menschen von Fledermäusen in Gebäuden und stellte fest, dass die Mehrheit der befragten Personen Fledermäuse in Gebäuden unterstützen. Gründe für diese Unterstützung waren positive Einstellungen gegenüber Fledermäusen und eine Anerkennung der Gefahren, denen Fledermäuse ausgesetzt sind (Fagan et al. 2018). Interessanterweise zeigen Bruckermann et al. (2022) in einer Delphi- Umfrage mit Fledermausexperten, dass sich die deutsche Öffentlichkeit überwiegend Informationen über Fledermäuse wünscht, die eng mit ihrem persönlichen Leben verbunden sind, wie z.B. "Was mache ich, wenn ich eine Fledermaus finde?“. Für den Schutz von Fledermäusen könnte dies bedeuten, Menschen einerseits mit praktischen Informationen über Fledermäuse zu versorgen. Zum anderen können allerdings auch entsprechende Stimuli (z.B. Bilder), Emotionen und Einstellungen von Menschen gegenüber Fledermäusen und deren Schutz beeinflussen (Straka et al. 2020). Demnach zeigen gerade jüngste HDW- Studien zu Fledermäusen wie eine Kombination von Informationen und entsprechenden Stimuli Menschen in Bezug auf Fledermäuse und deren Schutz effektiv erreichen können (Boso et al. 2021).

Abb. 11.6 Fallbeispiel Fledermaus. mit freundlicher Genehmigung Exner Deluxe Design, ©jan stopka/Adobe Stock)

11.4 Abschließende Bemerkungen

HDW kann mit seinen primär in der Sozialpsychologie verankerten Theorien wichtige Beiträge und neue Impulse zur Lösung konfliktträchtiger Fragen im Naturschutz liefern. Der kurze Überblick in diesem Kapitel zeigt gleichermaßen das Konfliktpotenzial und die Vielzahl der möglichen Lösungen auf. Dabei ist ein disziplinübergreifender Ansatz eine Mindestvoraussetzung für die erfolgreiche Arbeit im HDW-Feld (Bennett et al. 2017). In der Praxis sind die Konfliktsituationen zudem meist sehr komplex, sodass weitere sozialpsychologische Faktoren und Konzepte bei der Forschungsarbeit berücksichtigt werden sollten. Hierzu gehören beispielsweise (öffentliches) Vertrauen (z. B. Sjölander-Lindqvist et al. 2015; Marino et al. 2016; Straka et al. 2020), Wissen/Kenntnisse (z. B. Glikman et al. 2012), Framing (z. B. Vitali 2014), soziale Identität (z. B. van Eeden et al. 2019) und die symbolische oder Stellvertreterfunktionen von Wildtieren (z. B. Madden und McQuinn 2014; Skogen et al. 2017). Im deutschsprachigen Raum fällt auf, dass wissenschaftliche Studien zu menschlichen Dimensionen im Natur- und Artenschutz relativ selten sind, gerade im Vergleich zu anderen Regionen wie Skandinavien (z. B. Johansson et al. 2016; Prager et al. 2018) oder den USA (z. B. Manfredo 2008; Bruskotter et al. 2009). Abgesehen von wenigen Ausnahmen bleiben systematische Ansätze, die über sozialwissenschaftliche Methoden Verbesserungen im angewandten Natur- und Artenschutz herbeiführen, selten. Selbst wenn es entsprechende empirische Vorarbeiten gibt (z. B. Brendle 1999), bleiben diese bislang in der Praxis weitestgehend unbeachtet. Insofern lassen sich mehrere Bedarfslücken konstatieren: Zum tieferen Verständnis von gesellschaftlichen Aspekten im Naturschutz und Wildtiermanagement ist eine bessere Einbindung von HDW-Fachwissen erforderlich – bestehende Wissensdefizite müssen abgebaut und gleichzeitig die empirischen Datengrundlagen verbessert werden. Darüber hinaus ist es aber genauso wichtig, den Transfer von Wissen in naturschutzrelevante Planungsverfahren und Managementabläufe zu stärken, beispielsweise durch zusätzliche Fort- und Weiterbildungsangebote und die Förderung inter- und transdisziplinärer Untersuchungsansätze.

Literatur

Ajzen I (1991) The theory of planned behavior. Organ Behav Hum Decis Process 50:179–211

Auster RE, Barr SW, Brazier RE (2021) Improving engagement in managing reintroduction conflicts: learning from beaver reintroduction. J Environ Plann Manag 64(10):1713–1734

Bennett NJ, Roth R (Hrsg) (2015) The conservation social sciences: what?, how? and why? Canadian Wildlife Federation and Institute for Resources, Environment and Sustainability, University of British Columbia, Vancouver

Bennett NJ, Roth R, Klain SC, Chan K, Christie P et al (2017) Conservation social science: understanding and integrating human dimensions to improve conservation. Biol Conserv 205:93–108

Boso À, Álvarez B, Pérez B, Imio JC, Altamirano A, Lisón F (2021) Understanding human attitudes towards bats and the role of information and aesthetics to boost a positive response as a conservation tool. Anim Conserv 24(6):937–945

Brazier RE, Puttock A, Graham HA, Auster RE, Davies KH, Brown CM (2021) Beaver: nature's ecosystem engineers. Wiley Interdiscip Rev Water *8*(1):e1494
Brendle U (1999) Musterlösungen im Naturschutz: Politische Bausteine für erfolgreiches Handeln. Landwirtschaftsverlag, Münster
Bruckermann T, Stillfried M, Straka, TM, Harms U (2022) Citizen science projects require agreement: a Delphi study to identify which knowledge on urban ecology is considered relevant from scientists' and citizens' perspectives. Int J Sci Educ Part B 12(1):75–92
Bruskotter JT, Vaske JJ, Schmidt RH (2009) Social and cognitive correlates of Utah residents' acceptance of the lethal control of wolves. Hum Dimens Wildl 14(2):119–132
Butler JRA, Young JC, McMyn IAG, Leyshon B, Graham IM et al (2015) Evaluating adaptive co-management as conservation conflict resolution: learning from seals and salmon. J Environ Manag 160:212–225
Chapron G, Kaczensky P, Linnell JD, von Arx M, Huber D et al (2014) Recovery of large carnivores in Europe's modern human-dominated landscapes. Science 346(6216):1517–1519
Cialdini RB, Trost MR (1998) Social influence: social norms, conformity and compliance. In: Gilbert DT, Fiske ST, Lindzey G (Hrsg) The handbook of social psychology. McGraw-Hill, New York City, S 151–192
Coz DM, Young JC (2020) Conflicts over wildlife conservation: learning from the reintroduction of beavers in Scotland. People Nat *2*(2):406–419
Czech A, Lisle S (2003) Understanding and solving the beaver (Castor fiber L.)-human-conflict: An opportunity to improve the environment and economy of Poland. Denisia 9:91–98
Decker DJ, Riley SJ, Siemer WF (Hrsg) (2012) Human dimensions of wildlife management. JHU Press, Baltimore
Decker SE, Bath AJ, Simms A, Lindner U, Reisinger E (2010) The return of the king or bringing snails to the garden? The human dimensions of a proposed restoration of European Bison (*Bison bonasus*) in Germany. Restor Ecol 18(1):41–51
Dietz T, Fitzgerald A, Shwom R (2005) Environmental values. Annu Rev Environ Resour 30:335–372
Dressel S, Sandström C, Ericsson G (2015) A meta-analysis of studies on attitudes toward bears and wolves across Europe 1976–2012. Conserv Biol 29(2):565–574
Drijfhout M, Kendal D, Green PT (2020) Understanding the human dimensions of managing overabundant charismatic wildlife in Australia. Biol Conserv 244:108506
Eagly AH, Chaiken S (1993) The psychology of attitudes. Harcourt brace Jovanovich college publishers, San Diego
van Eeden LM, Newsome TM, Crowther MS, Dickman CR, Bruskotter J (2019) Social identity shapes support for management of wildlife and pests. Biol Conserv 231:167–173
Fagan KE, Willcox EV, Willcox AS (2018) Public attitudes toward the presence and management of bats roosting in buildings in Great Smoky Mountains National Park, Southeastern United States. Biol Conserv 220:132–139
Farrow K, Grolleau G, Ibanez L (2017) Social norms and pro-environmental behavior: a review of the evidence. Ecol Econ 140:1–13
Fischer A, Selge S, Van Der Wal R, Larson BM (2014) The public and professionals reason similarly about the management of non-native invasive species: a quantitative investigation of the relationship between beliefs and attitudes. PloS One 9(8):e105495
Fishbein M (2009) An integrative model for behavioral prediction and its application to health promotion. In: DiClemente RJ, Crosby RA, Kegler MC (Hrsg) Emerging theories in health promotion practice and research. Jossey-Bass/Wiley, San Francisco S 215–234
Fishbein M, Raven BH (1962) The AB scales: an operational definition of belief and attitude. Hum Relat 15(1):35–44
Fishbein ME (1967) Readings in attitude theory and measurement. Wiley
Frank B, Monaco A, Bath AJ (2015a) Beyond standard wildlife management: a pathway to encompass human dimension findings in wild boar management. Eur J Wildl Res 61(5):723–730
Frank B, Glikman JA, Marchini S (Hrsg) (2019) Human–wildlife interactions: turning conflict into coexistence, Bd 23. Cambridge University Press, Cambridge

Frank J, Johansson M, Flykt A (2015b) Public attitude towards the implementation of management actions aimed at reducing human fear of brown bears and wolves. Wildl Biol 21(3):122–130
Fulton DC, Manfredo MJ, Lipscomb J (1996) Wildlife value orientations: a conceptual and measurement approach. Hum Dimens Wildl 1(2):24–47
Gamborg C, Jensen FS (2016) Wildlife value orientations: a quantitative study of the general public in Denmark. Hum Dimens Wildl 21(1):34–46
Gifford R, Nilsson A (2014) Personal and social factors that influence pro-environmental concern and behaviour: a review. Int J Psychol 49(3):141–157
Glikman JA, Frank B (2011) Human dimensions of wildlife in Europe: the Italian way. Hum Dimens Wildl 16(5):368–377
Glikman JA, Vaske JJ, Bath AJ, Ciucci P, Boitani L (2012) Residents' support for wolf and bear conservation: the moderating influence of knowledge. Eur J Wildl Res 58(1):295–302
Goedeke TL (2005) Devils, angels or animals: the social construction of otters in conflict over management. In: Mad about wildlife: looking at social conflict over wildlife, Bd 2. Brill, Boston, S 25–50
Grossmann CM, Patko L, Ortseifen D, Kimmig E, Cattoen EM, Schraml U (2020) Human-large carnivores co-existence in Europe–a comparative stakeholder network analysis. Front Ecol Evol 8:266
Halley DJ, Saveljev AP, Rosell F (2021) Population and distribution of beavers Castor fiber and Castor canadensis in Eurasia. Mammal Rev 51(1):1–24
Harrison HL, Kochalski S, Arlinghaus R, Aas Ø (2019) ‚Do you care about the river?' A critical discourse analysis and lessons for management of social conflict over Atlantic salmon (Salmo salar) conservation in the case of voluntary stocking in Wales. People Nat 1(4):507–523
Hermann N, Menzel S (2013) Predicting the intention to support the return of wolves: a quantitative study with teenagers. J Environ Psychol 36:153–161
Hermann N, Voß C, Menzel S (2013) Wildlife value orientations as predicting factors in support of reintroducing bison and of wolves migrating to Germany. J Nat Conserv 21(3):125–132
Hrubes D, Ajzen I, Daigle J (2001) Predicting hunting intentions and behavior: an application of the theory of planned behavior. Leisure Sci 23(3):165–178
Hunziker M, Hoffmann CW, Wild-Eck S (2001) Die Akzeptanz von Wolf, Luchs und „Stadtfuchs" – Ergebnisse einer gesamtschweizerisch-repräsentativen Umfrage. Forest Snow Landsc Res 76(1/2):301–326
Inglehart R, Welzel C (2005) Modernization, cultural change, and democracy: the human development sequence. Cambridge University Press, Cambridge
Ives CD, Kendal D (2014) The role of social values in the management of ecological systems. J Environ Manag 144:67–72
Jacobs MH, Harms M (2014) Influence of interpretation on conservation intentions of whale tourists. Tour Manag 42:123–131
Jacobs MH, Vaske JJ (2019) Understanding emotions as opportunities for and barriers to coexistence with wildlife. In: Human–wildlife interactions: turning conflict into coexistence. Cambridge University Press, Cambridge, S 65–84
Jacobs MH, Vaske JJ, Dubois S, Fehres P (2014a) More than fear: role of emotions in acceptability of lethal control of wolves. Eur J Wildl Res 60(4):589–598
Jacobs MH, Vaske JJ, Sijtsma MT (2014b) Predictive potential of wildlife value orientations for acceptability of management interventions. J Nat Conserv 22(4):377–383
Jacobs MH, Vaske JJ, Teel TL, Manfredo MJ (2018) Human dimensions of wildlife. In: Environmental psychology: an introduction. Wiley, Hoboken, S 85–94
Jacobs MH, Dubois S, Hosaka T, Ladanović V, Muslim HFM, Miller KK, Numata S, Ranaweerage E, Straka TM, Weston MA, Abidin ZAZ (2022) Exploring cultural differences in wildlife value orientations using student samples in seven nations. Biodivers Conserv 31(3):757–777
Johansson M, Karlsson J, Pedersen E, Flykt A (2012a) Factors governing human fear of brown bear and wolf. Hum Dimens Wildl 17(1):58–74

Johansson M, Sjöström M, Karlsson J, Brännlund R (2012b) Is human fear affecting public willingness to pay for the management and conservation of large carnivores? Soc Nat Resour 25(6):610–620. https://doi.org/10.1080/08941920.2011.622734

Johansson M, Sandström C, Pedersen E, Ericsson G (2016) Factors governing human fear of wolves: moderating effects of geographical location and standpoint on protected nature. Eur J Wildl Res 62(6):749–760

Klenke R, Ring I, Máñez KS, Habighorst R, Weiss V, Wittmer H et al (2013) Otters in Saxony: a story of successful conflict resolution. In: Human-wildlife conflicts in Europe. Springer, Berlin/Heidelberg, S 107–140

Kloskowski J (2011) Human–wildlife conflicts at pond fisheries in eastern Poland: perceptions and management of wildlife damage. Eur J Wildl Res 57(2):295–304

Kollmuss A, Agyeman J (2002) Mind the gap: why do people act environmentally and what are the barriers to pro-environmental behavior? Environ Educ Res 8(3):239–260

Linnell J, Trouwborst A, Fleurke F (2017) When is it acceptable to kill a strictly protected carnivore? Exploring the legal constraints on wildlife management within Europe's Bern convention. convention (September 13, 2017) 12(21):129–157

Linnell JDC, Cretois B, Nilsen EB, Rolandsen CM, Solberg EJ, Veiberg V, Kaczensky P, Van Moorter B, Panzacchi M, Rauset GR, Kaltenborn B (2020) The challenges and opportunities of coexisting with wild ungulates in the human-dominated landscapes of Europe's Anthropocene. Biol Conserv 244:108500

Lu M, Wang X, Ye et al (2021) Does public fear that bats spread COVID-19 jeopardize bat conservation? Biol Conserv 254:108952

Madden F, McQuinn B (2014) Conservation's blind spot: the case for conflict transformation in wildlife conservation. Biol Conserv 178:97–106

Majić A, Bath AJ (2010) Changes in attitudes toward wolves in Croatia. Biol Conserv 143(1):255–260

Manfredo MJ (2008) Who cares about wildlife?. In Who cares about wildlife? Springer, New York, S 1–27

Manfredo MJ, Teel TL, Henry KL (2009) Linking society and environment: a multilevel model of shifting wildlife value orientations in the western United States. Soc Sci Q 90(2):407–427

Manfredo MJ, Bruskotter JT, Teel TL, Fulton D, Schwartz SH, Arlinghaus R, Oishi S, Uskul AK, Redford K, Kitayama S, Sullivan L (2017) Why social values cannot be changed for the sake of conservation. Conserv Biol 31(4):772–780

Marino A, Braschi C, Ricci S, Salvatori V, Ciucci P (2016) Ex post and insurance-based compensation fail to increase tolerance for wolves in semi-agricultural landscapes of central Italy. Eur J Wildl Res 62(2):227–240

Marzano M, Carss DN, Cheyne I (2013) Managing European cormorant-fisheries conflicts: problems, practicalities and policy. Fish Manag Ecol 20(5):401–413

NABU (2015) Repräsentative Befragung Bundesbürger zu „Wölfe in Deutschland“ im Auftrag des NABU, durchgeführt von forsa. https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/wolf/150923-nabu-bericht-woelfe-in-deutschland.pdf. Zugegriffen im Februar – Juni 2021

NABU (2018) Repräsentative Befragung Bundesbürger zu „Wölfe in Deutschland“ im Auftrag des NABU, durchgeführt von forsa. https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/forsa-umfrage_vom_nabu_-_w__lfe_in_deutschland_2018.pdf. Zugegriffen im Februar – Juni 2021

NABU (2021) Repräsentative Befragung Bundesbürger zu „Wölfe in Deutschland“ im Auftrag des NABU, durchgeführt von forsa. https://www.nabu.de/imperia/md/nabu/images/arten/tiere/saeugetiere/raubtiere/hundeartige/wolf/210430_forsa_woelfe_akzeptanz_nabu.pdf. Zugegriffen im Februar – Juni 2021

Niemiec RM, Ardoin NM, Wharton CB, Asner GP (2016) Motivating residents to combat invasive species on private lands: social norms and community reciprocity. Ecol Soc 21(2)

Parker H, Rosell F (2003) Beaver management in Norway: a model for continental Europe? Lutra 46(2):223–234

Prager et al (2018) Social constraints in cross-boundary collaborative deer management. Ecol Soc 23(4):29

Redpath SM, Gutiérrez RJ, Wood KA, Young JC (2015) Conflicts in conservation – navigating towards solutions. Cambridge University Press, Cambridge

Reed MS (2008) Stakeholder participation for environmental management: a literature review. Biol Conserv 141(10):2417–2431

Reimoser F, Putman R (2011) Impacts of wild ungulates on vegetation: costs and benefits. In: Putman R, Apollonio M, Andersen R (Hrsg) Ungulate management in Europe: problems and practices. Cambridge University Press, Cambridge, S 144–191

Reiter DK, Brunson MW, Schmidt RH (1999) Public attitudes toward wildlife damage management and policy. Wildl Soc Bull 27:746–758

Riepe C, Liebe U, Fujitani M, Kochalski S, Aas Ø, Arlinghaus R (2021) Values, beliefs, norms, and conservation-oriented behaviors toward native fish biodiversity in rivers: evidence from four European countries. Soc Nat Resour 34:1–22

Rokeach M (1973) The nature of human values. Free Press, New York

Røskaft E, Händel B, Bjerke T, Kaltenborn BP (2007) Human attitudes towards large carnivores in Norway. Wildl Biol *13*(2):172–185

Ruschkowski E (2010) Ursachen und Lösungsansätze für Akzeptanzprobleme von Großschutzgebieten am Beispiel von zwei Fallstudien im Nationalpark Harz und im Yosemite National Park (USA). Stuttgart

Sasse DB, Gramza AR (2021) Influence of the COVID-19 pandemic on public attitudes toward bats in Arkansas and implications for bat management. Hum Dimens Wildl 26(1):90–93

Schley L, Roper TJ (2003) Diet of wild boar Sus scrofa in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. Mammal Rev 33(1):43–56

Schwab VG, Schmidbauer M (2003) Beaver (Castor fiber L., Castoridae) management in Bavaria. Denisia 9:99–106

Schwartz SH (1992) Universals in the content and structure of values: theoretical advances and empirical tests in 20 countries. In: Advances in experimental social psychology, Bd 25. Academic Press, Cambridge, S 1–65

Simmons NB, Cirranello AL (2020) Bat species of the world: a taxonomic and geographic database. https://batnames.org/

Sjölander-Lindqvist A, Johansson M, Sandström C (2015) Individual and collective responses to large carnivore management: the roles of trust, representation, knowledge spheres, communication and leadership. Wildl Biol 21(3):175–185

Skogen K, Krange O, Figari H (2017) Wolf conflicts: a sociological study, Bd 1. Berghahn Books, Oxford/New York

Straka TM, Miller KK, Jacobs MH (2019) Understanding the acceptability of wolf management actions: roles of cognition and emotion. Hum Dimens Wildl 25:1–14

Straka TM, Fritze M, Voigt CC (2020) The human dimensions of a green–green-dilemma: lessons learned from the wind energy—wildlife conflict in Germany. Energy Rep 6:1768–1777

Straka TM, Greving H, Voigt CC (2021a) The effects of bat photographs on emotions, attitudes, intentions, and wildlife value orientations. Hum Dimens Wildl 26(6):596–603

Straka TM, Coleman J, Macdonald EA, Kingston T (2021b) Human dimensions of bat conservation – 10 recommendations to improve and diversify studies of human-bat interactions. Biol Conserv 262:109304

Straka TM, Voigt CC (2022) Threat Perception, Emotions and Social Trust of Global Bat Experts before and during the COVID-19 Pandemic. Sustainability 14(18):11242

Thompson S, Vehkaoja M, Pellikka J, Nummi P (2021) Ecosystem services provided by beavers Castor spp. Mammal Rev 51(1):25–39

Tixier P, Lea MA, Hindell MA, Welsford D, Mazé C, Gourguet S, Arnould JP (2021) When large marine predators feed on fisheries catches: global patterns of the depredation conflict and directions for coexistence. Fish Fish 22(1):31–53

Ulicsni V, Babai D, Juhász E, Molnár Z, Biró M (2020) Local knowledge about a newly reintroduced, rapidly spreading species (Eurasian beaver) and perception of its impact on ecosystem services. PloS one 15(5):e0233506

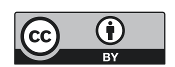
Van Heel BF, Boerboom AM, Fliervoet JM, Lenders HJR, Van den Born RJG (2017) Analysing stakeholders' perceptions of wolf, lynx and fox in a Dutch riverine area. Biodivers Conserv 26(7):1723–1743

Vitali C (2014) A frame-analytical perspective on conflict between people and an expanding wolf Canis lupus population in central Italy. Oryx 48(4):575–583

Voigt CC, Lehnert LS, Petersons G, Adorf F, Bach L (2015) Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. Eur J Wildl Res 61(2):213–219

Voigt CC, Straka TM, Fritze M (2019) Producing wind energy at the cost of biodiversity: a stakeholder view on a green-green dilemma. J Renew Sustain Energy 11(6):063303

Zainal Abidin ZA, Jacobs MH (2016) The applicability of wildlife value orientations scales to a Muslim student sample in Malaysia. Hum Dimens Wildl 21(6):555–566



Stichwortverzeichnis

C. C. Voigt (Hrsg.), *Evidenzbasiertes Wildtiermanagement*,
https://doi.org/10.1007/978-3-662-65745-4